

ETUDE PRELIMINAIRE A LA REALISATION DE BILANS ENVIRONNEMENTAUX SUR LE CHAUFFAGE AU BOIS

Partie 1 : Etat de l'art

Novembre 2015

Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par :
FCBA (Claire Cornillier), CIRAD (Anthony Benoist), CNPF (Olivier Gleizes)
N° de contrat : 1401C0030

Coordination technique ADEME :

Alice GUEUDET

Miriam BUITRAGO

– Direction *Productions et Energies Durables* \ Service *Bioressources*

– Direction *Productions et Energies Durables* \ Service *Agriculture et Forêts*



RAPPORT D'ETUDE

En partenariat avec :



REMERCIEMENTS

Nous remercions tout particulièrement Alice Gueudet (ADEME) et Miriam Buitrago (ADEME) pour leur forte et enrichissante implication technique dans la réalisation de cette étude.

Nous remercions également l'ensemble des membres du comité de suivi de l'étude :

- Marie April (ADEME),
- Frédéric Branger (MAAF),
- Gérard Deroubaix (FCBA),
- Alice Fautrad (ADEME),
- Isabelle Feix (ADEME),
- Julia Grimault (CDC climat),
- Martine Leclercq (MEDDE),
- Joseph Lunet (MEDDE),
- Azadeh Marzin (ADEME),
- Jérôme Mousset (ADEME),
- Olivier Picard (CNPf),
- Jean-Christophe Pouet (ADEME),
- Caroline Rantien (ADEME),
- Olivier Réthoré (ADEME),
- Julie Thomas (CNPf),
- Murielle Trouillet (MAAF),
- Estelle Vial (FCBA),
- Lise Wlérick (MAAF).

Enfin, les auteurs remercient leurs collègues du groupe de recherche ELSA (Environmental Lifecycle and Sustainability Assessment), de l'unité de recherche BioWooEB (Biomasse, Bois, Energie, Bioproduits) du CIRAD, et des pôles ENSA (Environnement Santé), EEP (Energie Economie Prospective) et BSA (Biotechnologie Sylviculture Avancée) de FCBA, pour les différents échanges et discussions qui ont eu lieu sur les thèmes abordés dans ce rapport et qui ont permis d'enrichir et d'améliorer celui-ci.

CITATION DE CE RAPPORT

ADEME. Benoist Anthony, Cornillier Claire, Piednoir Brice. 2015. Etude préliminaire à la réalisation de bilans environnementaux sur le chauffage au bois – Partie 1 : Etat de l'art. 102 p.

En français :

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

En anglais :

Any representation or reproduction of the contents herein, in whole or in part, without the consent of the author(s) or their assignees or successors, is illicit under the French Intellectual Property Code (article L 122-4) and constitutes an infringement of copyright subject to penal sanctions. Authorised copying (article 122-5) is restricted to copies or reproductions for private use by the copier alone, excluding collective or group use, and to short citations and analyses integrated into works of a critical, pedagogical or informational nature, subject to compliance with the stipulations of articles L 122-10 – L 122-12 incl. of the Intellectual Property Code as regards reproduction by reprographic means.

Table des matières

Résumé	5
1. Eléments généraux de méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie (ACV)	6
1.1. Principes généraux et structure de l'ACV	6
1.2. Phase 1 : Définition des objectifs et du champ de l'étude	7
1.2.1. Eléments couverts par l'objectif et le champ d'une étude	7
1.2.2. Fonctions du système, unité fonctionnelle, et flux de référence	8
1.2.3. Système d'étude et frontières du système	8
1.3. Phase 2 : Inventaire du cycle de vie	9
1.3.1. Qualité des données	9
1.3.2. Multifonctionnalité et problèmes d'affectation	10
1.4. Phase 3 : Evaluation des impacts de cycle de vie	11
1.4.1. Principes généraux de l'évaluation environnementale	11
1.4.2. Indicateurs existants et recommandations	13
1.5. Phase 4 : Interprétation du cycle de vie	15
1.5.1. Analyse des résultats	15
1.5.2. Vérification de l'étude	15
1.5.3. Formulation des conclusions et recommandations de l'étude	16
2. Développements récents en Analyse de Cycle de Vie	17
2.1. Panorama des principaux défis méthodologiques actuels	17
2.2. Influence de la définition des objectifs sur la réalisation d'une ACV	20
2.2.1. Typologie des objectifs des études d'ACV	20
2.2.2. Principales conséquences du type d'ACV sur sa méthode pratique de réalisation	22
2.2.3. Controverses existantes autour des différentes méthodes de réalisation d'une ACV	25
2.3. Différenciation spatio-temporelle : régionalisation et ACV dynamique	26
2.4. Prise en compte de l'usage des sols en ACV	27
2.4.1. Définition d'un cadre conceptuel	27
2.4.2. Enjeux environnementaux associés à l'usage des sols	29
2.4.3. Quantifier et qualifier les surfaces affectées pour l'évaluation de l'usage des sols	31
3. Contributions et atténuations du changement climatique par les systèmes de chauffage au bois	33
3.1. Le changement climatique et sa prise en compte en ACV	33
3.1.1. Changement climatique : définitions et principes	33
3.1.2. Cycle du carbone et puits de carbone	35
3.1.3. Prise en compte du changement climatique en ACV	36

3.1.4.	Spécificités des systèmes forestiers vis-à-vis de la prise en compte du changement climatique en ACV	38
3.2.	Caractérisation en ACV de l'impact sur le changement climatique des émissions de gaz à effet de serre : modèles génériques à tout gaz à effet de serre	39
3.2.1.	Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG) : cas général d'application aux émissions fossiles	40
3.2.2.	Pouvoirs de modification de la Température Globale (PTG)	42
3.2.3.	PRG dynamiques ou ajustés dans le temps.....	44
3.3.	Caractérisation en ACV de l'impact sur le changement climatique des émissions de gaz à effet de serre : modèles spécifiques au carbone biogénique	47
3.3.1.	Neutralité carbone : application des PRG aux spécificités du cycle du carbone biogénique via l'approche de la neutralité carbone	47
3.3.2.	Comptabilité totale : application des PRG aux spécificités du cycle du carbone biogénique via l'approche de la comptabilité totale.....	48
3.3.3.	PRG ajustés dans le temps : application aux spécificités du cycle du carbone biogénique	49
3.3.4.	PRG biogéniques	53
3.3.5.	Facteurs EPA de comptabilisation biogénique	55
3.4.	Caractérisation en ACV de l'impact sur le changement climatique du potentiel de séquestration de carbone lié à l'usage des sols	57
3.4.1.	Conversion ILCD : conversion directe d'une variation de potentiel de séquestration de carbone liée à une transformation d'usage des sols en flux de CO ₂	57
3.4.2.	Méthode d'usage des sols Müller-Wenk : approche par durée de vie moyenne du CO ₂ dans l'atmosphère	59
3.5.	Analyse critique des méthodes de prise en compte du cycle du carbone biogénique en ACV	61
3.5.1.	Rappel des méthodes considérées et définition des critères d'analyse.....	61
3.5.2.	Complétude des méthodes existantes	63
3.5.3.	Validité scientifique des méthodes existantes	65
3.5.4.	Généricité des méthodes existantes	69
3.5.5.	Facilité d'usage des méthodes existantes.....	72
3.5.6.	Synthèse de l'analyse critique.....	75
3.5.7.	Proposition d'application du concept de PRG ajustés dans le temps au cadre conceptuel de l'usage des sols	77
4.	Autres enjeux ACV liés à son application au chauffage au bois.....	81
4.1.	Résolution des problèmes d'affectation liés aux systèmes de bois énergie	81
4.2.	Prise en compte des effets environnementaux de l'utilisation de ressources en systèmes forestiers.....	84
4.3.	Qualité de l'air extérieur	87
5.	Conclusions	89
	Références bibliographiques	90
	Index des tableaux et figures.....	98
	Sigles et acronymes	100

Résumé

Le présent rapport constitue un état de l'art sur les principales difficultés méthodologiques rencontrées lors de la réalisation de bilans environnementaux, par Analyse de Cycle de Vie (ACV), sur les systèmes de chauffage au bois. L'analyse de la littérature a permis d'identifier en particulier quatre sujets cruciaux pour le domaine : l'influence de la définition de l'objectif d'une étude d'ACV sur sa réalisation, la gestion de la multifonctionnalité des systèmes forestiers, la prise en compte du cycle du carbone biogénique pour l'évaluation des impacts, positifs ou négatifs, sur le changement climatique, et la prise en compte des effets environnementaux de l'utilisation de ressources en systèmes forestiers.

Chacun de ces points a fait l'objet d'un état des lieux des connaissances disponibles qui a permis de :

- Pour l'influence de la définition de l'objectif d'une étude sur sa réalisation, clarifier les concepts d'approches attributionnelle et conséquentielle, et identifier la mise au point de méthodes de détermination des conséquences d'une décision comme l'enjeu prioritaire pour la mise en œuvre d'ACV conséquentielles ;
- Pour la gestion de la multifonctionnalité, dresser le bilan des principaux cas de multifonctionnalité potentiels et des recommandations associées pour les traiter ;
- Pour la prise en compte du cycle du carbone biogénique dans l'évaluation du changement climatique, réaliser un panorama et une analyse critique des méthodes existantes, qui a permis de proposer une nouvelle méthode de caractérisation, basée sur la combinaison de la méthode des Pouvoirs de Réchauffement Global ajustés dans le temps et du cadre conceptuel d'usage des sols ; et
- Pour la prise en compte des effets environnementaux de l'utilisation de ressources en systèmes forestiers, synthétiser l'état actuel des réflexions scientifiques et soulever le manque de travaux dans ce domaine.

ABSTRACT

This report is a state of the art on the main methodological issues to deal with when carrying out environmental assessments, especially Life Cycle Assessments (LCA), of wood heating systems. The literature review allowed identifying four critical issues for these systems: the influence of the definition of the goal of an LCA study on its realisation, the management of the multifunctionality of forest systems, the consideration of the biogenic carbon cycle for the assessment of positive or negative impacts on climate change, and the consideration of the environmental impacts of resource use for forest systems.

A specific literature review was carried out on each of these specific issues, and allowed:

- Regarding the influence of the goal of an LCA study on its realisation, clarifying the concepts of attributional and consequential approaches, and identifying the development of methods aiming at determining the consequences of a decision as a key challenge for the implementation of consequential LCA;
- Regarding the management of multifunctionality, emphasising the main cases of potential multifunctionality, and describing the main existing recommendations to deal with these cases;
- Regarding the consideration of the biogenic carbon cycle for impact assessment on climate change, achieving an overview and a critical analysis of existing methods, resulting in a proposal for a new characterisation method based on the combination of the Time-Adjusted Global Warming Potential method and the conceptual framework for land use consideration in LCA; and
- Regarding the consideration of environmental effects of resource use for forest systems, summarizing the current state of scientific discussions and underlining the lack of work in this area.

L'étude préliminaire à la réalisation de bilans environnementaux sur le chauffage au bois a pour objectif général d'établir des recommandations sur le plan méthodologique pour mener des évaluations environnementales par Analyse de Cycle de Vie (ACV) dans le domaine du chauffage au bois. Cette étude se décompose en trois parties :

- L'établissement d'un état de l'art ;
- La mise en œuvre de différentes méthodes de caractérisation d'impact sur le changement climatique ; et
- L'établissement de recommandations.

Le présent rapport constitue le livrable associé à la première partie de cette étude, relatif à l'état de l'art. Son objectif principal est d'établir une synthèse bibliographique des principaux enjeux méthodologiques spécifiques de l'application de l'ACV aux systèmes de chauffage au bois. Pour cela, ce rapport s'articule en quatre grandes sections :

- La section 1 rappelle les principaux éléments consensuels de description de la méthodologie de l'ACV, présentés selon ses quatre phases de réalisation ;
- La section 2 détaille ensuite certains développements parmi les plus récents en ACV, en identifiant tout d'abord les principaux défis méthodologiques actuels relevés par la littérature, puis en abordant plus spécifiquement trois d'entre eux, qui sont d'intérêt général pour l'ACV mais présentent un intérêt spécifique dans le cadre de cette étude : l'influence de la définition des objectifs sur la réalisation d'une ACV, la différenciation spatio-temporelle en ACV, et la prise en compte de l'usage des sols en ACV ;
- La section 3 est dédiée à la prise en compte des spécificités des systèmes de chauffage au bois vis-à-vis du changement climatique, en vue de mieux comprendre les enjeux sous-jacents et les disparités dans les méthodes se proposant d'évaluer les bénéfices ou risques potentiels de ces systèmes ; et enfin,
- La section 4 traite de la prise en compte des spécificités des systèmes de chauffage au bois pour trois autres enjeux méthodologiques : la résolution des problèmes spécifiques d'affectation, la prise en compte de l'épuisement des ressources et des concurrences d'usages, et l'évaluation de la qualité de l'air extérieur.

1. Eléments généraux de méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie (ACV)

Depuis ses prémices, généralement datées vers la fin des années 1960 (Hunt, Franklin, 1996 ; Guinée et al., 2011), l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) a fortement évolué. Dès la fin des années 1980, la communauté scientifique de l'ACV se consolide, sous l'égide notamment de la SETAC (Society of Environmental Toxicology And Chemistry). Les activités des années 1990 se traduisent alors par la publication de différents guides méthodologiques, par la création de journaux scientifiques et d'organisations dédiées, et par la normalisation de la méthodologie ACV de 1997 à 2000 (Benoist, 2009). L'objectif de cette première section est de rappeler les principes et concepts clés de l'ACV telle qu'elle s'est formalisée au cours des décennies 1990 et 2000, notamment au travers des deux normes ISO 14040 et 14044 (ISO, 2006a, 2006b).

1.1. Principes généraux et structure de l'ACV

L'ACV s'intéresse à l'évaluation de produits, biens matériels ou services, en relation à une fonction particulière d'intérêt. Jusqu'à maintenant, cette évaluation porte sur des aspects environnementaux. Les deux principes clés de l'ACV, qui définissent véritablement son apparition, sont :

- La vision « cycle de vie », généralement consacrée par l'expression « du berceau à la tombe », qui considère l'impact d'un produit de façon globale, en tenant compte de l'ensemble des étapes contribuant à la réalisation de la fonction de ce produit, de l'extraction des matières premières au traitement des déchets ; et
- L'évaluation multicritères, visant à intégrer de la façon la plus exhaustive possible les différents enjeux et les différents mécanismes affectant l'environnement.

L'objectif sous-jacent à ces deux principes est de permettre l'amélioration de produits, tout en évitant d'éventuels transferts de pollution, d'une étape du cycle de vie à une autre, ou d'une question environnementale à une autre.

La norme ISO 14040 structure la démarche de travail d'une étude d'ACV en quatre phases de réalisation (voir Figure 1) (ISO, 2006a) :

- La définition des objectifs et du champ de l'étude, visant à définir la question posée et le système d'étude, et à préciser les principales hypothèses de travail (voir section 1.2) ;

- L'inventaire de cycle de vie, dont l'objet est de recueillir l'ensemble des données nécessaires à l'étude afin d'obtenir la compilation des ressources consommées et des substances émises par le système (voir section 1.3) ;
- L'évaluation des impacts de cycle de vie, qui vise à traduire les centaines voire milliers de types de ressources ou de substances issues de l'inventaire en un nombre restreint d'indicateurs environnementaux (voir section 1.4) ; et
- L'interprétation du cycle de vie, dont l'ambition est de formuler les conclusions et recommandations de l'étude en s'assurant de la fiabilité et de la pertinence des résultats (voir section 1.5).

Il est à noter que la réalisation d'une étude d'ACV est de nature itérative, chaque phase pouvant nécessiter de revenir aux phases précédentes afin de préciser ou de modifier les hypothèses effectuées, les méthodes choisies, les données retenues, voire les objectifs visés ou les ambitions en termes de portée des résultats.

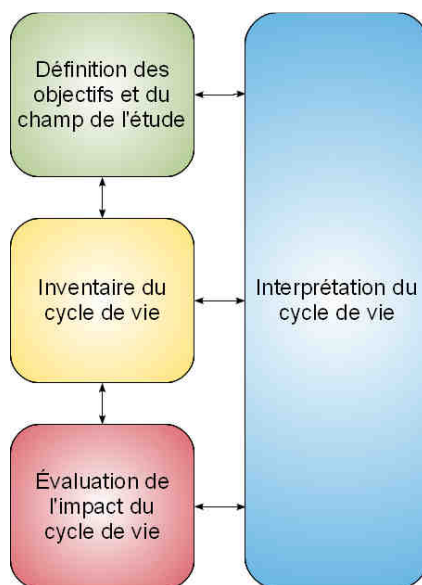


Figure 1 - Phases de réalisation d'une ACV, selon la norme ISO 14040 (ISO, 2006a)

1.2. Phase 1 : Définition des objectifs et du champ de l'étude

1.2.1. Éléments couverts par l'objectif et le champ d'une étude

Selon la norme ISO 14040, définir l'objectif d'une étude d'ACV, c'est préciser les raisons à l'origine de sa réalisation, et l'application envisagée de ses résultats, notamment en termes de public cible et de format (ISO, 2006a). Il est crucial d'explicitier ces éléments clairement, en vue de vérifier que l'objectif est bien partagé par l'ensemble des parties prenantes, et afin de garantir la pertinence des conclusions qui seront tirées de l'étude, mais aussi car les différents choix qui seront effectués lors de la réalisation de l'étude devront être justifiés en regard des objectifs initiaux. En effet, la réalisation d'une étude d'ACV, en termes notamment de définition de systèmes, de choix de méthodes ou de recueil de données, dépend de son objectif et de la question posée. Cet aspect sera abordé plus précisément à la section 2.2. Une fois l'objectif explicité, le champ de l'étude doit être décrit. Ceci inclut notamment la définition du système de produits à étudier, ou des systèmes dans le cas d'études comparatives, ainsi que leurs fonctions, et l'unité fonctionnelle associée, ou leurs frontières. Ces éléments sont décrits plus avant ci-dessous. La définition du champ de l'étude permet également de décrire différents points relatifs aux étapes suivantes de l'ACV tels que :

- Les exigences, initiales et finales, en termes de qualité des données, ou les règles d'affectation retenues (voir section 1.3 relative à l'inventaire) ;
- Les enjeux environnementaux considérés et les modèles d'évaluation associés (voir section 1.4 relative à l'évaluation des impacts) ; et
- D'une façon générale, les principales hypothèses et limitations de l'étude.

1.2.2. Fonctions du système, unité fonctionnelle, et flux de référence

La mise à disposition d'un produit, bien matériel ou service, n'a d'intérêt que pour la ou les fonctions que celui-ci remplit. Un des principes fondamentaux de l'ACV est de définir parmi ces fonctions une fonction principale, qui servira de base à l'évaluation des impacts. Ce principe prend particulièrement son sens lors d'études comparatives, pour lesquelles il permet d'éviter les biais de comparaisons en définissant une fonction commune et équivalente.

Bien souvent, un produit peut être multifonctionnel. Le choix de la fonction principale est alors déterminant et doit être justifié en fonction de la question posée. Il n'y a pas de solution unique pour prendre en compte ces fonctions secondaires dans la suite de l'analyse. Selon les cas, celles-ci pourront être gérées de façons différentes (Jolliet et al., 2010) :

- En élargissant le système considéré : la comparaison de portières de voitures peut nécessiter de prendre en compte plus globalement le cycle de vie du véhicule ;
- En précisant la question posée : la comparaison de paires de chaussures dans l'absolu peut n'avoir que peu de sens, et il peut alors être nécessaire de distinguer le contexte d'utilisation, tel que l'usage quotidien, la randonnée ou la sociabilisation ;
- En faisant appel à une règle d'affectation (voir section suivante 1.3) : dans l'étude et la comparaison de différents systèmes de production d'énergie électrique, il paraît nécessaire d'allouer l'impact de systèmes de cogénération entre leurs deux fonctions de production d'électricité et de chaleur, avant de pouvoir les comparer à des systèmes générant uniquement de l'électricité ;
- En négligeant ces fonctions secondaires, si celles-ci paraissent marginales ; etc.

Une fois la fonction principale clairement identifiée, la définition d'une unité fonctionnelle a pour objectif de pouvoir quantifier la fonction rendue. L'ensemble des flux et des impacts environnementaux évalués pourra alors être rapporté à cette unité. Pour cela, l'unité fonctionnelle choisie doit être mesurable et additive : l'impact de deux unités fonctionnelles doit être le double de l'impact d'une unité fonctionnelle. Les recommandations de l'ILCD soulignent que l'unité fonctionnelle doit bien souvent intégrer des éléments de qualité de la fonction rendue (EC-JRC, 2010). En effet, la comparaison de deux peintures différentes sur la seule base de leur masse ou de leur volume peut n'avoir que peu de sens si ne sont pas considérés certains critères de qualité tels que la surface couverte, l'opacité atteinte et la durée de vie.

Enfin, l'unité fonctionnelle peut être déclinée en flux de référence. Dans le cadre d'une comparaison notamment, l'unité fonctionnelle est commune à tous les systèmes tandis que les flux de référence sont spécifiques à chacun des systèmes étudiés, précisant la quantité de produit nécessaire pour assurer la fonction visée. Ainsi, la fonction de protection d'une paire de pieds pendant un an en usage quotidien peut être assurée par des flux de référence d'une paire de chaussures pour un système donné et de trois paires de chaussures pour un autre, ou la fonction de production de 1 kWh électrique peut être assurée par un flux de référence défini par une certaine surface pour un système photovoltaïque et par une certaine quantité de combustible pour un système thermique.

1.2.3. Système d'étude et frontières du système

L'ACV s'inscrit dans une approche et un mode de représentation systémiques du monde. De ce point de vue, le système à étudier s'inscrit dans le monde économique, appelé également technosphère en ACV et constitué de l'ensemble des activités anthropiques, lui-même s'inscrivant dans son environnement naturel, appelé également écosphère en ACV et incluant l'atmosphère, la biosphère, et la lithosphère (voir Figure 2).

Il peut être remarqué que le type de représentation de la Figure 2 pose directement question pour les produits issus du vivant, puisqu'ils reposent généralement sur une biosphère anthropique, qui se situe par définition à la fois au sein de la technosphère et de l'écosphère (Audsley et al., 2003). Selon son mode de production, une ressource végétale pourra alors être vue soit comme une ressource naturelle prélevée de l'écosphère, soit comme un produit intermédiaire de la technosphère (voir section 4.1). De plus, ce constat de double statut du sol entre technosphère et écosphère a également été une des origines de la prise en compte de l'usage des sols en ACV (voir section 2.4).

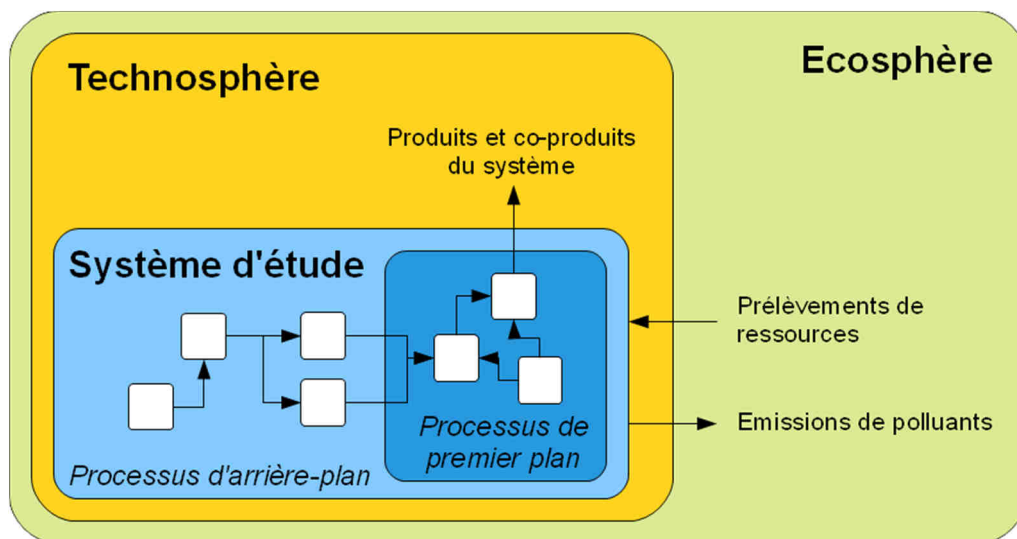


Figure 2 - Représentation simplifiée de l'approche systémique en ACV et des interactions entre systèmes (adaptée de (Jolliet et al., 2010))

Dans la modélisation ACV, la technosphère est constituée d'un ensemble de sous-éléments appelés processus unitaires, qui échangent entre eux des flux de produits, de matières et d'énergie, et qui échangent des flux élémentaires avec l'écosphère : les consommations de ressources et les émissions de polluants (Jolliet et al., 2010). Dans le cadre de l'étude d'ACV d'un produit, sa fonction principale, définie précédemment, est un des flux de la technosphère, et le système à étudier, par définition de l'approche cycle de vie, est constitué par l'ensemble des processus en amont et en aval de ce flux particulier.

Ainsi, en théorie, à l'exception de la fonction d'intérêt, il n'y a aucun flux échangé entre le système d'étude et le reste de la technosphère puisque la vision cycle de vie impose alors d'inclure l'ensemble de ces flux et les processus correspondants au sein du système. En pratique toutefois, selon la question posée ou la disponibilité des données, il peut être possible ou nécessaire d'exclure certains processus du système d'étude. C'est pourquoi il est indispensable de préciser et expliciter clairement les frontières du système d'étude, distinguant les processus de la technosphère qui seront inclus dans l'analyse de ceux qui en seront exclus.

Enfin, au sein du système d'étude, il peut également être utile de distinguer les processus dits de premier plan, qui sont les principaux processus d'intérêt de l'analyse, de ceux dits d'arrière-plan. Cette distinction est subjective et dépend notamment de la question posée et des commanditaires de l'étude, mais elle peut permettre de différencier les règles de modélisation et les exigences en termes de qualité des données.

1.3. Phase 2 : Inventaire du cycle de vie

Après avoir correctement défini la question posée, la fonction d'intérêt et le système d'étude, cette deuxième phase de réalisation d'une ACV vise à collecter l'ensemble des données nécessaires à l'étude, en vue de quantifier tous les flux économiques et élémentaires du système. Bien qu'il existe aujourd'hui des bases de données assez complètes, telles que celle d'ecoinvent en Europe, l'inventaire du cycle de vie reste une étape très gourmande en temps. Définir préalablement des critères de qualité des données contribue ainsi à assurer un compromis entre fiabilité des résultats finaux et temps de collecte nécessaire. D'un point de vue méthodologique, la principale difficulté de l'inventaire réside dans la gestion des processus multifonctionnels. Ces deux éléments, qualité des données et multifonctionnalité, sont détaillés ci-dessous.

1.3.1. Qualité des données

La qualité d'une donnée possède de multiples dimensions. Les exigences en termes de qualité des données doivent ainsi notamment intégrer (ISO, 2006b ; Benoist, 2009) :

- La représentativité géographique, temporelle et technologique ;

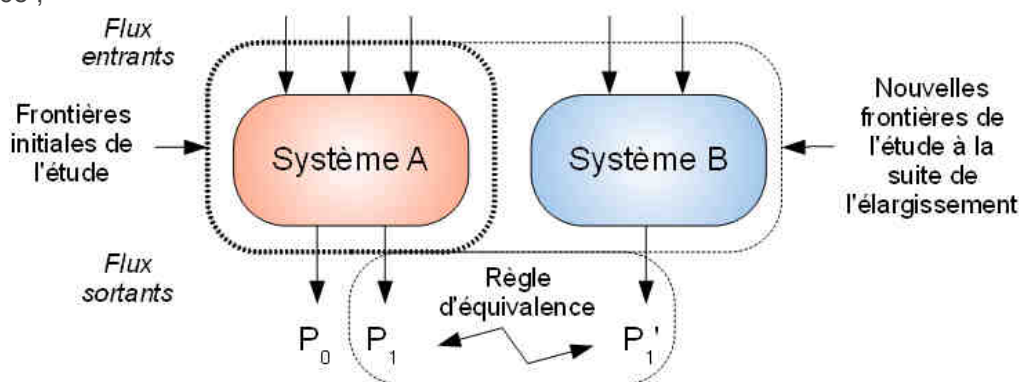
- La précision, en termes de variabilité, de reproductibilité et d'incertitude ;
- L'exhaustivité, exprimée par exemple par un ratio du nombre de sources utilisées sur le nombre de sources potentielles ;
- La date d'acquisition et l'origine ; et
- La méthode d'acquisition, et la cohérence entre cette méthode et la méthodologie générale de l'étude.

Comme précisé précédemment, ces exigences peuvent varier selon les processus, notamment s'ils sont de premier ou d'arrière-plan. Du fait de la nature itérative de l'ACV, ces exigences peuvent également être revues au cours de l'étude, à la hausse si l'interprétation révèle que certains résultats sont particulièrement sensibles à la qualité d'une donnée particulière, ou inversement, à la baisse en cas d'indisponibilité des données souhaitées. Ceci explique que la norme ISO 14040 demande que soient explicitées les exigences à la fois initiales et finales de l'étude en termes de qualité des données (voir section 1.2) (ISO, 2006a).

1.3.2. Multifonctionnalité et problèmes d'affectation

De nombreux processus unitaires de la technosphère sont multifonctionnels, c'est-à-dire qu'ils fournissent plusieurs produits ou plusieurs services. Si, dans le cadre d'une ACV, une seule de ces fonctions est d'intérêt pour le système d'étude, se pose alors un problème d'affectation : le praticien doit fixer une règle comptable pour n'imputer qu'une part des flux économiques entrants et des flux élémentaires à la fonction d'intérêt. Pour cela, plusieurs solutions sont possibles. La norme ISO 14044 les hiérarchise de la façon suivante (ISO, 2006b ; EC-JRC, 2010 ; Jolliet et al., 2010) :

- En premier lieu, il convient de vérifier si l'affectation peut être évitée, soit en subdivisant le processus unitaire afin de pouvoir éventuellement distinguer des sous-processus indépendants, soit en élargissant le système afin d'inclure les co-fonctions au système d'étude (voir Figure 3) : dans ce dernier cas et selon les notations de la Figure 3, l'impact de la fonction étudiée P_0 est défini comme l'impact du système A, qui en est à l'origine, auquel est soustrait l'impact du système B à l'origine de la fonction P_1 à laquelle la co-fonction P_1 s'est substituée ;



$$\text{Impact}(P_0) = \text{Impact}(\text{Système A}) - \text{Impact}(\text{Système B})$$

Figure 3 - Principe d'une résolution d'affectation par élargissement du système : cas d'une substitution

- Si l'affectation ne peut être évitée, il est recommandé d'affecter les flux de manière à refléter de potentielles relations physiques entre ceux-ci et les différentes fonctions du processus, de deux façons différentes principalement :
 - En identifiant une causalité entre fonctions et flux : il s'agirait par exemple, dans le cas du traitement conjoint de différents déchets par incinération, de n'allouer les flux d'émissions soufrées qu'au traitement de déchets contenant du soufre ; ou
 - En analysant, si cela est compatible avec la multifonctionnalité, l'effet d'une variation marginale d'une co-fonction sur les différents flux économiques et élémentaires : ce type de solution n'est applicable qu'aux cas où le ratio entre les volumes de production des différentes co-fonctions est variable et non fixé par la stœchiométrie d'une réaction chimique ou la composition d'un produit ;
- Enfin, en dernier recours, l'affectation peut être réalisée au prorata d'un paramètre donné des co-fonctions (voir Figure 4), prioritairement physique, tel que la masse ou le contenu énergétique, ou sinon de tout autre type tel que la valeur économique.

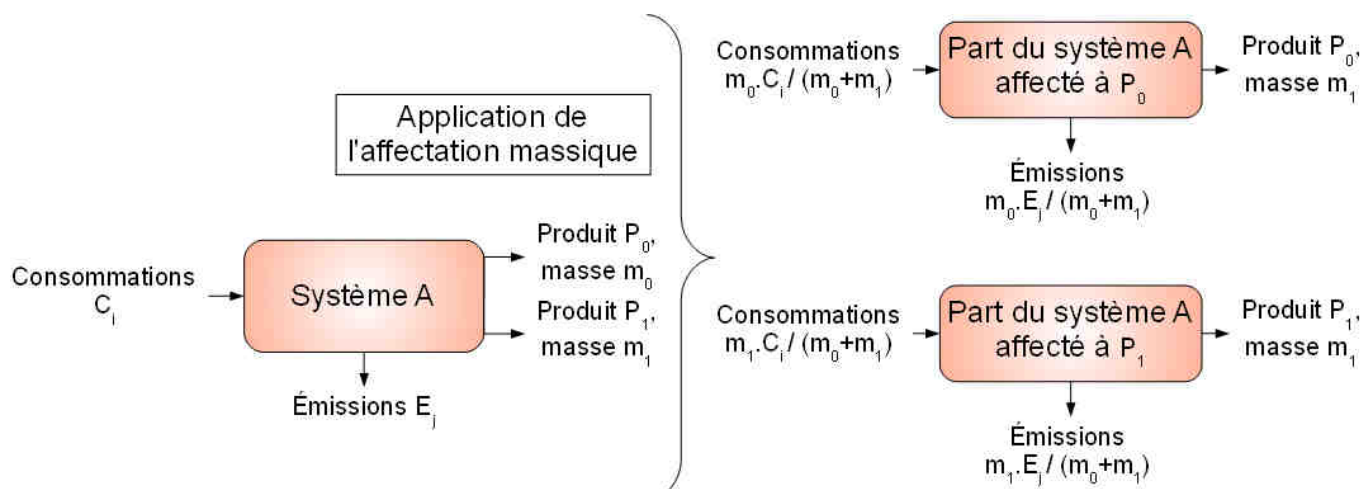


Figure 4 - Principe d'une résolution d'affectation par prorata : cas d'une affectation massique

Bien que cette hiérarchisation des méthodes de résolution des problèmes d'affectation soit inscrite la norme ISO 14044, celle-ci a été critiquée à plusieurs reprises dans la littérature, notamment du fait de sa formulation absolue, indépendamment des objectifs de l'étude (Finnveden et al., 2009). La section 2.2 détaillera les propositions de recommandations qui ont été faites après la sortie de la norme, notamment à travers les travaux de l'ILCD (EC-JRC, 2010).

1.4. Phase 3 : Evaluation des impacts de cycle de vie

À l'issue de l'inventaire, le praticien de l'ACV dispose d'une compilation des ressources consommées et des substances émises par le système étudié. Ces flux élémentaires échangés entre le système étudié et l'écosphère, tel que représenté à la Figure 2, peuvent représenter plusieurs centaines ou plusieurs milliers de flux, impossibles à interpréter en l'état. L'enjeu de cette phase d'évaluation des impacts est de permettre cette interprétation, en traduisant ces flux issus de l'inventaire en un nombre plus restreint d'indicateurs d'impacts environnementaux.

D'après la norme ISO 14044, cette phase peut être réalisée en trois à six étapes (ISO, 2006b) :

- De manière obligatoire :
 - La sélection des catégories d'impact, des indicateurs de catégorie et des modèles de caractérisation (voir ci-après pour la définition de ces différents éléments) ;
 - La classification des différents flux d'inventaires selon les catégories sélectionnées ;
 - La caractérisation, c'est-à-dire le calcul des différents indicateurs de catégorie ;
- De manière optionnelle :
 - La normalisation des indicateurs par rapport à une certaine référence ;
 - Le regroupement, c'est-à-dire le tri ou le classement des indicateurs selon certains choix de valeurs ; et
 - La pondération, visant à agréger les différents indicateurs.

Sur le plan pratique, de nombreuses méthodes d'évaluation, incluant notamment les étapes de classification et de caractérisation, voire de normalisation, sont disponibles et opérationnelles. Pour le praticien, il s'agit alors essentiellement de choisir une méthode existante, telle quelle ou en l'adaptant à ses besoins, pour réaliser cette étape. La présente section s'attachera à décrire l'ensemble des étapes obligatoires de l'évaluation des impacts, afin de bien comprendre le contenu et les enjeux de ces méthodes (ISO, 2006b ; EC-JRC, 2010 ; Jolliet et al., 2010 ; EC-JRC, 2011).

1.4.1. Principes généraux de l'évaluation environnementale

Un impact environnemental se comprend comme une modification de l'environnement, bénéfique ou néfaste, due à une activité humaine. Cette modification peut couvrir des aspects environnementaux très différents : changement climatique, épuisement de la couche d'ozone, épuisement des ressources non-renouvelables, toxicité, etc. En ACV, ces différents aspects sont appelés catégories d'impact. De façon similaire, ces catégories modifient et génèrent des

dommages sur différentes composantes de l'environnement, appelées aires de protection. Celles-ci sont classiquement au nombre de trois en ACV environnementale : les ressources naturelles, la qualité des écosystèmes, et la santé humaine, mais différents travaux en cours et différentes discussions pourraient faire évoluer cette pratique et réorganiser ces aires de protection (Reitinger et al., 2011 ; Koellner et al., 2013 ; Jolliet et al., 2014).

Chaque prélèvement de ressource ou émission de substance, c'est-à-dire chaque flux élémentaire issu de l'inventaire, peut donc agir sur l'environnement, défini par ses aires de protection, à travers différentes catégories d'impact. L'ensemble des processus chimiques, biologiques et physiques permettant de décrire la chaîne de causalité entre flux élémentaire et aire de protection, à travers une catégorie d'impact, est appelé mécanisme environnemental. Chaque flux élémentaire peut être associé à plusieurs mécanismes environnementaux, comme il est représenté à la Figure 5 avec l'exemple du dioxyde de soufre SO_2 : dans cet exemple simplifié, une émission de SO_2 affecte deux aires de protection (santé humaine et qualité des écosystèmes) à travers trois catégories d'impact (acidification, toxicité humaine et écotoxicité).

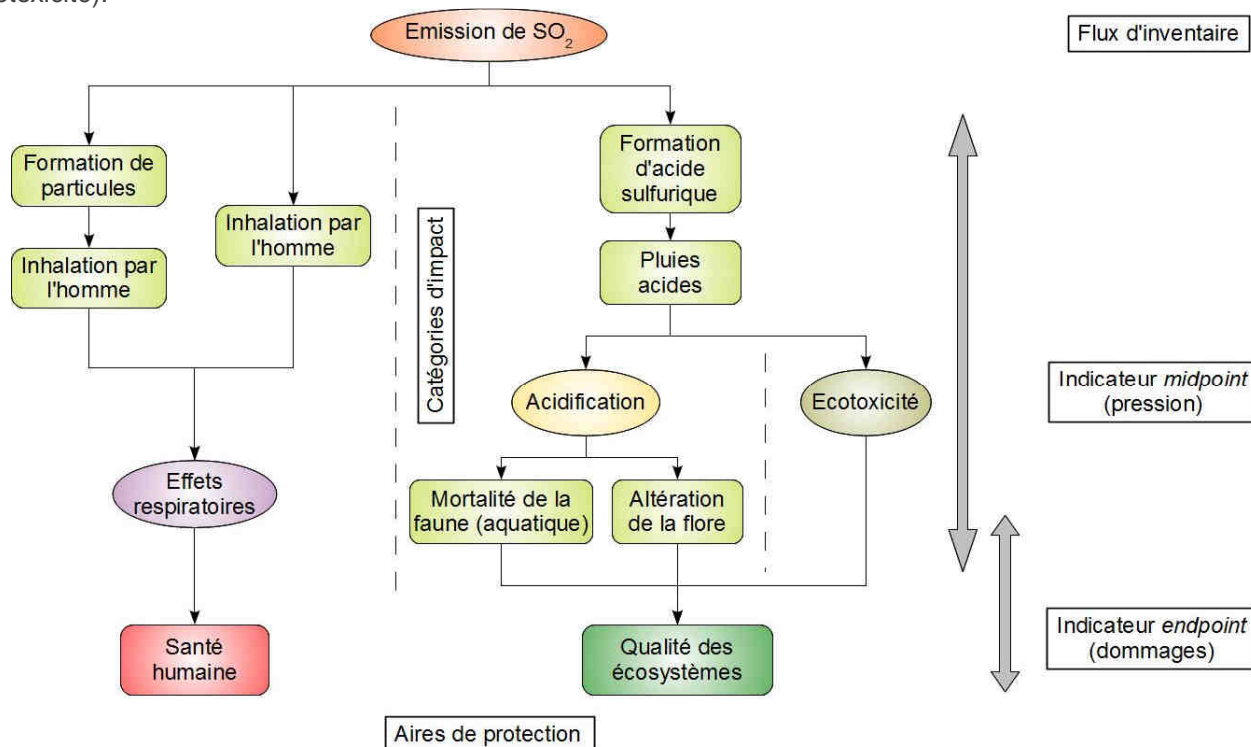


Figure 5 - Principaux mécanismes environnementaux associés à une émission de SO_2

L'intégration de l'ensemble des mécanismes environnementaux associés à l'ensemble des flux élémentaires issus de l'inventaire permet d'obtenir le cadre général d'évaluation de l'impact de cycle de vie, représenté à la Figure 6. L'expression des indicateurs d'impact peut alors se faire à différents niveaux du mécanisme environnemental :

- L'indicateur peut quantifier le dommage environnemental sur une aire de protection, et est alors appelé indicateur de dommage, ou indicateur endpoint ; ou
- L'indicateur peut quantifier la pression sur l'environnement à travers une catégorie d'impact, exprimée à un niveau intermédiaire du mécanisme environnemental entre le flux d'inventaire et l'aire de protection, et est alors appelé indicateur intermédiaire, ou indicateur midpoint.

Qu'il soit midpoint ou endpoint, un indicateur permet d'agréger et traduire les contributions de différentes substances, voire de différents mécanismes dans le cas d'un modèle endpoint, à une même question environnementale. De ce point de vue, les indicateurs endpoint sont généralement de meilleure qualité en termes de communication que les indicateurs midpoint, dans le sens où ils permettent de comparer différentes catégories d'impact et être ainsi présentés en nombre plus réduit, et dans le sens où ils sont généralement exprimés dans des unités plus facilement compréhensibles, tels que des jours de vie perdus pour la santé humaine, un nombre d'espèces disparues pour la qualité des écosystèmes, ou un surcoût économique pour l'extraction future de ressources. Inversement, les indicateurs midpoint sont généralement de meilleure qualité que les indicateurs endpoint d'un point de vue scientifique, présentant une incertitude plus limitée quant à la modélisation et la représentation des mécanismes environnementaux considérés et quant à l'agrégation réalisée.

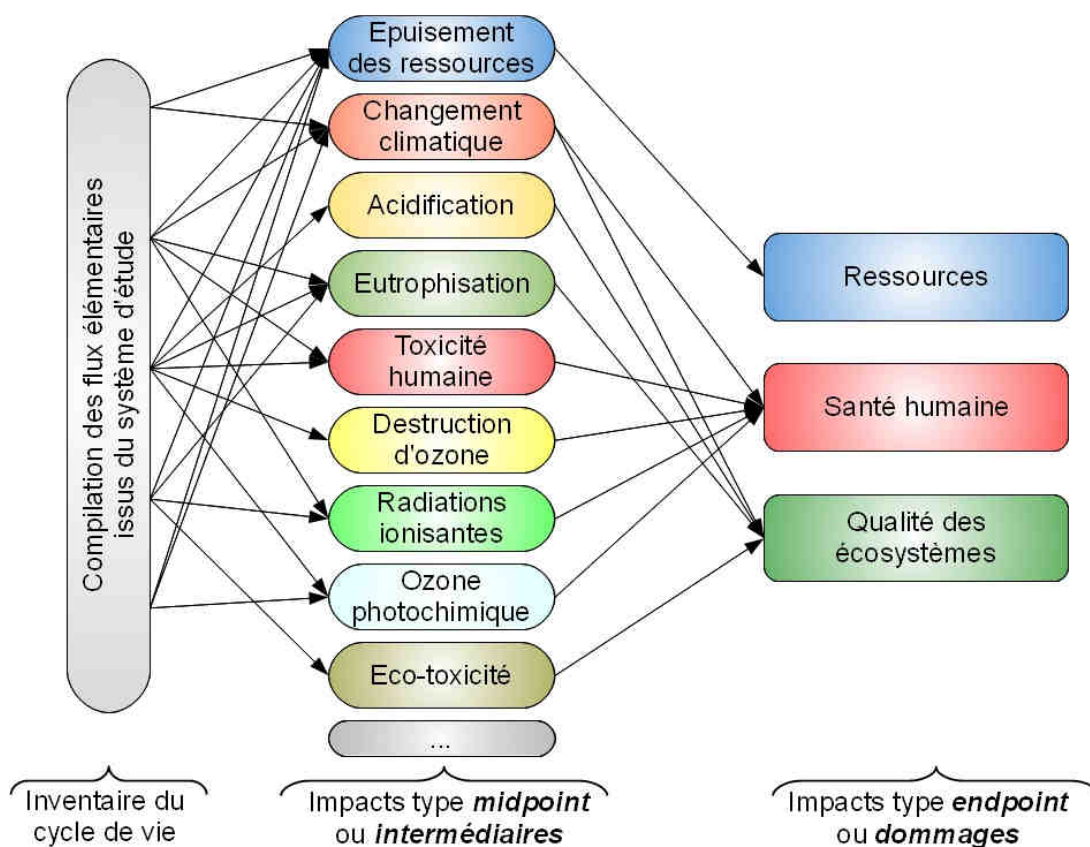


Figure 6 - Cadre général d'évaluation de l'impact du cycle de vie

Le modèle de caractérisation est le moyen scientifique permettant de renseigner de manière quantifiée un indicateur, à partir des différents flux élémentaires issus de l'inventaire qui y contribuent. Chaque modèle de caractérisation est développé de manière spécifique selon la catégorie d'impact qu'il souhaite représenter, selon le niveau midpoint ou endpoint visé, mais aussi selon de nombreuses hypothèses effectuées lors de la modélisation des différents processus composant les mécanismes environnementaux, pour tenir compte notamment du devenir des substances dans l'environnement, de leur effet intrinsèque vis-à-vis de l'enjeu environnemental considéré, voire de l'exposition des milieux récepteurs vis-à-vis de ces substances.

Finalement, ces modèles de caractérisation sont utilisés afin de produire des facteurs de caractérisation. Ces facteurs représentent la contribution marginale à l'indicateur d'une quantité unitaire d'un flux élémentaire, et sont donc calculés pour chaque indicateur et pour chaque substance. Le résultat final d'un indicateur d'impact I_i , d'une catégorie d'impact i , peut alors être obtenu en sommant l'ensemble des prélèvements de ressources et d'émissions de substances, notés φ_j , contribuant à cet impact, pondérés de leur facteur de caractérisation respectif $FC_{i,j}$, selon l'équation (1) suivante.

$$I_i = \sum_j FC_{i,j} \cdot \varphi_j \quad (1)$$

1.4.2. Indicateurs existants et recommandations

Comme précisé précédemment, plusieurs modèles d'évaluation des impacts sont disponibles dans la littérature. Le choix d'un modèle d'évaluation peut être fait selon différents critères, tels que :

- La couverture géographique du modèle, qui peut influencer sur la modélisation des mécanismes environnementaux ;
- Le niveau d'évaluation, midpoint ou endpoint ;
- Le nombre de substances considérées et renseignées dans le modèle ;

- La validité scientifique de la modélisation, et le caractère récent ou non des connaissances scientifiques prises en compte ; etc.

Au-delà de ces méthodes préétablies, chaque étude d'ACV peut constituer son propre panel d'indicateurs, en accord avec les objectifs visés. Toutefois, afin d'assurer la pertinence de l'évaluation réalisée, trois critères minimaux à respecter peuvent être formulés pour la sélection des catégories d'impact considérées (ISO, 2006b ; Benoist, 2009) :

- La complétude : chaque enjeu environnemental d'intérêt vis-à-vis de l'objectif de l'étude doit être couvert par les catégories prises en compte ;
- La non-redondance : les catégories et les indicateurs d'impact sélectionnés doivent, sauf exception explicitée dans les objectifs, être indépendants entre eux et éviter les doubles comptages afin de ne pas introduire de biais dans l'interprétation ; et
- La validité scientifique : pour chaque indicateur sélectionné, le mécanisme environnemental doit être clairement identifié et le modèle de caractérisation sous-jacent doit être accepté et reconnu scientifiquement, si possible à l'échelle internationale.

Ce dernier point a notamment été l'objet de travaux par l'ILCD, réalisés sous l'égide de la Commission Européenne. De nombreux experts ont été réunis afin d'évaluer, par catégorie d'impact, la qualité des méthodes d'évaluation disponibles, d'identifier les meilleurs modèles, et d'établir des recommandations consensuelles d'utilisation (EC-JRC, 2011). Ces recommandations, publiées en 2011, ont été formulées tant pour le niveau midpoint que pour le niveau endpoint, et sont spécifiques au contexte européen. Le Tableau 1 synthétise les notations de l'ILCD quant à la qualité des meilleurs modèles de caractérisation disponibles, par catégorie d'impact.

Catégorie d'impact		Modèles midpoint	Modèles endpoint
Changement climatique		I	Interim
Epuisement des ressources	Minérales et fossiles	II	Interim
	Usage de l'eau	III	-
	Usage des sols	III	Interim
Destruction de la couche d'ozone		I	Interim
Acidification		II	Interim
Eutrophisation	Aquatique	II	Interim
	Terrestre	II	-
Formation d'ozone photochimique		II	II
Particules / Effets respiratoires des inorganiques		I	I / II
Toxicité humaine	Cancérigène	II / III	II / Interim
	Non-cancérigène	II / III	Interim
Effets des radiations ionisantes	Sur la santé humaine	II	Interim
	Sur les écosystèmes	Interim	-
Ecotoxicité	En eaux douces	II / III	-
	Terrestre et marine	-	-

I : Recommandé et satisfaisant

Echelle ILCD de notation des modèles : II : Recommandé, mais quelques améliorations requises
 III : Recommandé, mais à appliquer avec précaution
 Interim : Trop immature pour être recommandé

Tableau 1 - Synthèse des évaluations ILCD quant à la qualité des modèles disponibles de caractérisation des impacts en ACV (EC-JRC, 2011)

Comme il a été évoqué précédemment, ces recommandations soulignent le caractère bien souvent immature des modèles endpoint, et il est ainsi préférable d'utiliser des modèles midpoint pour bien caractériser les impacts de cycle de vie. Par ailleurs, ces notations de l'ILCD alertent également sur le fait que, bien qu'ils soient recommandés, les modèles midpoint ne sont généralement pas pleinement satisfaisants, ce dont il devra être tenu compte lors de l'interprétation des résultats.

1.5. Phase 4 : Interprétation du cycle de vie

L'objectif final de cette dernière phase de réalisation d'une ACV est de formuler les conclusions et les recommandations répondant à la question posée initialement. Pour cela, il est essentiel d'analyser les résultats produits mais aussi de vérifier leur fiabilité (ISO, 2006b ; EC-JRC, 2010 ; Jolliet et al., 2010).

1.5.1. Analyse des résultats

L'analyse des résultats consiste principalement à bien structurer les hypothèses et les résultats des phases précédentes en vue d'identifier les enjeux les plus significatifs. Ces enjeux peuvent prendre deux formes : des données particulières ou des ensembles de données d'une part, et des choix méthodologiques ou des hypothèses de modélisation d'autre part.

L'outil principal pour identifier les données les plus significatives est l'analyse de contribution. Une telle analyse permet notamment de déterminer la part des résultats finaux due à différentes étapes du cycle de vie, à différents processus unitaires, à différentes substances, voire, selon le type d'évaluation des impacts effectuée, à différentes catégories d'impact. En cours d'étude d'ACV, l'analyse de contribution permet également de définir des priorités, en termes de collecte de données par exemple, pour une prochaine itération ; en fin d'étude d'ACV, elle permet de bien comprendre l'origine des impacts du système étudié.

Identifier les hypothèses et les choix méthodologiques les plus significatifs pour les résultats finaux nécessite essentiellement de tester les différentes options parmi lesquelles le choix a été réalisé, et de comparer les résultats finaux obtenus. Sans remettre en cause la validité des différents choix effectués au cours de l'étude, en termes par exemple de frontière du système, de règle d'affectation ou de méthode d'évaluation des impacts, ce type d'analyse permet de déterminer la robustesse des résultats et des conclusions vis-à-vis de ces différents choix.

1.5.2. Vérification de l'étude

Enfin il existe différents moyens pour contrôler et vérifier la pertinence de l'étude réalisée et la fiabilité de ses résultats : les contrôles de cohérence et de complétude, et les analyses de sensibilité et d'incertitude.

Le contrôle de cohérence vise notamment à s'assurer qu'il y a bien une certaine logique et homogénéité entre les différentes hypothèses de l'étude, que celles-ci concernent différentes questions méthodologiques ou une même question méthodologique mais traitée à différentes occasions, tel que la résolution de plusieurs problèmes d'affectation au sein du système d'étude.

Le contrôle de complétude est la vérification, en accord avec la définition des objectifs et du champ de l'étude, qu'aucun aspect essentiel n'a été omis au cours de l'étude. En particulier, il convient de vérifier que l'interprétation et les recommandations formulées sont bien en accord avec la disponibilité des données.

L'analyse de sensibilité a pour objectif de déterminer l'influence de certains ou de la totalité des paramètres d'entrée sur les résultats finaux. Pour cela est observée la variation des résultats finaux en réponse à une variation donnée d'un paramètre d'entrée. En appliquant un même taux de variation à plusieurs paramètres d'entrée, il est ainsi possible de les classer, pour chaque résultat final, du plus influent au moins influent. De la même façon que l'analyse de contribution, l'analyse de sensibilité est particulièrement utile en cours d'étude, pour identifier, avant une itération, les paramètres et les données clés qui devront être renseignés avec un soin tout particulier.

Enfin, l'analyse d'incertitude a pour vocation de rendre compte de la façon dont les incertitudes des différents paramètres de l'étude d'ACV se propagent jusqu'aux résultats finaux, afin de déterminer l'incertitude associée à ces résultats. Ces incertitudes peuvent avoir de multiples origines : incertitudes de mesure, reproductibilité, incertitudes de modélisation, inadéquation entre représentativité géographique, temporelle et technologique, souhaitée et données disponibles, etc. La difficulté majeure de l'analyse d'incertitude est alors la capacité à renseigner et quantifier ces incertitudes.

Ainsi, d'une façon générale, la vérification de l'étude vise à déterminer s'il y a bien compatibilité entre les ambitions des objectifs initiaux et des conclusions, et les moyens mis en œuvre, aussi bien en termes de méthodologie que de données.

1.5.3. Formulation des conclusions et recommandations de l'étude

Au terme de l'étude, les conclusions et recommandations peuvent être formulées. Celles-ci doivent tenir compte de l'ensemble des hypothèses réalisées et des limitations identifiées, de manière quantifiée ou non, au cours de la réalisation de l'étude. Comme pour chacune des étapes, une attention toute particulière devra être portée à l'objectif et au champ de l'étude, que les conclusions ne devront pas dépasser. En effet, la section 2.2 détaillera l'importance de la question posée pour la réalisation de l'étude, soulignant l'influence de l'objectif sur les résultats obtenus. Certains auteurs ont par exemple souligné que conclure « Le produit A permet de réduire l'impact environnemental I de X % par rapport au produit B » plutôt que « Le produit A présente un impact environnemental I inférieur de X % par rapport à celui du produit B » peut déjà constituer un dépassement de l'objectif initial, induisant des conclusions erronées, dans le sens où la première formulation présente une comparaison factuelle de résultats tandis que la seconde interprète implicitement cette comparaison comme une économie attendue d'impacts dans le cas d'une substitution (Plevin et al., 2014c).

2. Développements récents en Analyse de Cycle de Vie

La normalisation du cadre conceptuel de l'ACV à travers la série ISO 14040, publiée initialement à la fin des années 1990 et restructurée en 2006 par les deux normes ISO 14040 et 14044, a constitué une étape importante dans le développement de l'ACV, participant à la fois à sa consolidation et à sa reconnaissance internationale (Finkbeiner et al., 2006). Toutefois, ces normes ne répondent pas à toutes les questions posées par les différents usages de l'ACV, sur les plans aussi bien méthodologique que pratique.

L'objectif de cette deuxième section est d'aborder les développements les plus récents de l'ACV, en en faisant tout d'abord un panorama général en section 2.1, puis en détaillant plus avant, dans les sections suivantes, plusieurs points saillants dans l'analyse des systèmes de chauffage au bois.

2.1. Panorama des principaux défis méthodologiques actuels

Au cours des 10 dernières années, soit depuis la révision des normes ISO relatives à l'ACV, différentes publications scientifiques ont cherché à faire le bilan des évolutions méthodologiques et des principales controverses en ACV, ainsi qu'à identifier les grands défis à relever pour la recherche (Reap et al., 2008a, 2008b ; Zamagni et al., 2008 ; Finnveden et al., 2009 ; Zamagni et al., 2009 ; Guinée et al., 2011 ; Hellweg, Milà i Canals, 2014). Les principaux enjeux méthodologiques et opérationnels soulevés sont :

- Concernant la définition des objectifs et champ de l'étude :
 - La recherche d'une typologie pertinente des questions classiquement posées par les études ACV, en distinguant notamment deux approches, dites attributionnelle et conséquentielle ;
 - La définition des frontières du système d'étude, notamment dans le cas des ACV conséquentielles (intégration des effets rebonds, mécanismes de marché, courbes d'apprentissage, etc.) ;
- Concernant l'inventaire du cycle de vie :
 - L'expression de recommandations plus précises, selon les objectifs de l'étude, quant à la résolution des problèmes d'affectation ;
 - Le développement d'approches hybrides, combinant notamment ACV et méthodes input-output pour générer des inventaires de cycle de vie à partir d'inventaires environnementaux sectoriels et de tables économiques input-output ;
- Concernant l'évaluation des impacts de cycle de vie :
 - L'intégration d'une plus grande différenciation spatiale et d'une meilleure prise en compte des dynamiques des systèmes dans la modélisation des mécanismes environnementaux ;
 - Le raffinement des mécanismes décrits dans certaines catégories d'impact, telles que l'épuisement des ressources ou la toxicité par exemple, et le développement de nouvelles catégories, liées notamment à l'usage des sols ou de l'eau ;
 - L'amélioration de la cohérence entre modélisation des pressions environnementales (midpoint) et des dommages environnementaux (endpoint) ;
- Concernant l'interprétation du cycle de vie :
 - La meilleure intégration des incertitudes, tant dans la description des systèmes étudiés que dans la modélisation des mécanismes environnementaux ;
- Concernant l'ACV de façon générale :
 - L'élargissement de l'approche ACV aux dimensions économique et sociale, en vue d'obtenir une démarche intégrée d'évaluation de la durabilité.

Plusieurs points cités ci-dessus, identifiés pour l'ACV de manière générale, dépassent le cadre de la présente étude, qui concerne plus particulièrement l'étude des systèmes de chauffage au bois. C'est le cas notamment du développement d'approches hybrides ACV / input-output, de la mise en cohérence des évaluations midpoint et endpoint, de la gestion des incertitudes, et de l'élargissement de l'ACV environnementale aux sphères économique et sociale. Inversement, certains de ces éléments ont un écho particulier pour les produits issus du vivant et seront donc traités au sein de la présente section 2 : les liens existants entre définition des objectifs d'une étude et mise en œuvre pratique (section 2.2), la prise en compte des dynamiques et des différences spatiales des systèmes (section 2.3), et le développement de la prise en compte de l'usage des sols en ACV (section 2.4).

Parallèlement à ces réflexions et travaux génériques, l'application croissante de l'ACV aux systèmes issus du vivant a fait naître le besoin de guides et recommandations spécifiques, à commencer par le secteur agricole dès la fin des années 1990 (Wegener Sleeswijk et al., 1996 ; Audsley et al., 2003). Comme précédemment, plusieurs publications ont

également cherché ces dernières années à recenser et identifier clairement les besoins spécifiques de recherche et les enjeux méthodologiques liés à ce type d'application (Cherubini, Strømman, 2011 ; McKone et al., 2011 ; Bellon-Maurel et al., 2013 ; Muench, Guenther, 2013 ; Pawelzik et al., 2013). Les principaux éléments relevés dans ces travaux sont :

- La formulation de recommandations plus précises concernant le choix de l'unité fonctionnelle, des frontières du système, et des règles d'affectation ;
- La mise en œuvre de l'ACV conséquentielle, aussi bien dans la description du système de référence que dans l'identification des effets induits par la promotion des filières biomasse énergie, en particulier sur les changements indirects d'usage des sols ;
- Plus particulièrement vis-à-vis du changement climatique :
 - La représentation dans la modélisation du système des dynamiques du cycle du carbone biogénique, et la prise en compte des séquestrations temporaires au cours de ce cycle ;
 - L'intégration des stockages et déstockages de carbone dans les écosystèmes (biomasse et sols), liées aux changements d'usages ou aux changements de pratiques ;
- La meilleure prise en compte des concurrences d'usage des ressources, qu'il s'agisse de biomasse ou de sols ;
- Le raffinement des modèles d'émissions au champ, notamment pour les molécules azotées telles que le protoxyde d'azote N_2O ; et
- Lors de l'interprétation, la prise en compte accrue de la variabilité des performances des systèmes vivants, notamment selon les conditions pédo-climatiques.

Certains des éléments soulevés ci-dessus, relatifs aux recommandations de mise en œuvre de l'ACV ou la prise en compte d'effets indirects, ont déjà été identifiés de manière générale et seront traités dans la présente section (voir notamment les sections 2.2 et 2.4). Les enjeux relatifs au changement climatique seront traités dans l'ensemble de la section 3, et les difficultés méthodologiques liées à la notion de ressources pour les systèmes forestiers et à la prise en compte des enjeux environnementaux associés seront abordées en section 4.2. De plus, cette quatrième section permettra également d'aborder les problèmes d'affectation spécifiques aux systèmes forestiers (section 4.1), et l'état de développement des méthodes d'évaluation des impacts liés à la qualité de l'air et l'émission de particules (section 4.3). Enfin, les questions associées aux modèles d'émissions au champ, et à la prise en compte de la variabilité des systèmes vivants ne seront pas abordées.

Afin de faciliter la lecture de ce panorama et également de la suite du rapport, le Tableau 2 suivant liste les principaux défis méthodologiques identifiés dans la littérature et cités ci-dessus, en précisant s'il s'agit de défis génériques à l'ACV ou spécifiques à l'application de l'ACV aux produits biosourcés, et en détaillant, le cas échéant, les principales sections de ce rapport auxquelles se référer pour un détail du défi.

Descriptif du défi méthodologique		Type de littérature dans lequel le défi a été identifié	Traitement du défi dans le présent rapport
Phase 1 : Définition des objectifs et du champ de l'étude			
Typologie de questions et distinction des approches attributionnelle et conséquentielle		Générique	Voir section 2.2.
Choix de l'Unité Fonctionnelle		Spécifique	Défi non traité.
Définition des frontières du système		Générique et spécifique	Eléments généraux : voir section 1.2.3. Application aux ressources forestières : voir section 4.2.
dont :	Cas de l'approche conséquentielle, incluant la définition du scénario de référence et la prise en compte des effets indirects	Générique et spécifique	Eléments généraux : voir section 2.2.2. Application à l'usage des sols : voir section 2.4.3.
Phase 2 : Inventaire du cycle de vie			
Gestion des cas de multifonctionnalité et résolution des problèmes d'affectation		Générique et spécifique	Eléments généraux : voir section 1.3.2. Liens avec la question posée : voir section 2.2.2. Spécificités des systèmes de chauffage au bois : voir section 4.1.
Développement d'approches hybrides d'inventaire		Générique	Défi non traité.
Raffinement des modèles d'émission au champ		Spécifique	Défi non traité.
Phase 3 : Evaluation des impacts du cycle de vie			
Différenciation spatiale (régionalisation) et temporelle (ACV dynamique)		Générique	Eléments généraux : voir section 2.3. Application au changement climatique et aux systèmes de chauffage au bois : voir sections 3.2.3 et 3.3.3.
Amélioration de catégories d'impact existantes		Générique et spécifique	Voir détails ci-dessous.
dont :	Utilisation des ressources	Générique et spécifique	Voir section 4.2.
dont :	Changement climatique : prise en compte du cycle du carbone biogénique	Spécifique	Voir section 3.
Développement de nouvelles catégories d'impact		Générique et spécifique	Voir détail ci-dessous.
dont :	Usage des sols et rôle de puits de carbone des écosystèmes	Générique et spécifique	Eléments généraux : voir section 2.4. Application au changement climatique et aux puits de carbone : voir section 3.4. Application aux ressources : voir section 4.2.
Mise en cohérence des modélisations midpoint et endpoint		Générique	Défi non traité.
Phase 4 : Interprétation du cycle de vie			
Meilleure intégration des incertitudes		Générique	Défi non traité.
Meilleure prise en compte de la variabilité des performances des systèmes vivants		Spécifique	Défi non traité.
Toutes phases			
Développement de démarches intégrées d'évaluation de la durabilité		Générique	Défi non traité.

Tableau 2 - Synthèse des principaux défis méthodologiques actuels en ACV relevés dans la littérature, distingués selon leur caractère générique à tout secteur ou spécifique aux produits biosourcés

2.2. Influence de la définition des objectifs sur la réalisation d'une ACV

Bien que la norme ISO 14040 souligne bien qu'il n'y a pas de méthode unique de réalisation d'une étude d'ACV, la norme ISO 14044, destinée aux praticiens, reste très pauvre à ce sujet (ISO, 2006a, 2006b). Les quelques recommandations formulées sont d'ailleurs exprimées de façon indépendante aux objectifs de l'étude, ce qui a été plusieurs fois critiqué dans la littérature (voir section 1.3) (Ekvall, Finnveden, 2001 ; Finnveden et al., 2009 ; Weidema, 2014). L'objectif de cette section est de synthétiser les travaux les plus récents visant à mieux différencier les pratiques de réalisation d'une ACV selon la définition de ses objectifs.

2.2.1. Typologie des objectifs des études d'ACV

Les objectifs des études d'ACV réalisées dans la littérature sont très variés, chacun des critères définis par la norme ISO 14040, raisons de réalisation, application envisagée et public cible (voir section 1.2), pouvant se décliner de multiples façons. Avant de pouvoir lier définition des objectifs et méthode pratique de réalisation d'une étude d'ACV, il est donc nécessaire d'identifier les objectifs rencontrés couramment en ACV et de les regrouper autant que possible en types, pour lesquels pourront être formulées des recommandations communes. Les travaux de l'ILCD sont allés dans ce sens et ont permis de distinguer trois types principaux d'objectifs (EC-JRC, 2010) :

- L'aide à la décision d'échelle micro (« Micro-level decision support » en anglais, également dénommée situation A dans les travaux de l'ILCD) ;
- L'aide à la décision d'échelle méso ou macro (« Meso/macro-level decision support » en anglais, également dénommée situation B) ; et
- La comptabilité (« Accounting » en anglais, également dénommée situation C), différenciée en deux sous-types selon que l'étude vise à inclure certaines interactions entre le système étudié et d'autres systèmes (situation C1), ou non (situation C2).

Chacune de ces situations peut être définie par deux critères, tel que représenté à la Figure 7. Pour bien identifier le type auquel se réfère une étude d'ACV, la première question à se poser porte sur l'application envisagée de l'étude, et en particulier si elle a pour ambition d'appuyer une décision ou non. Si tel est le cas, l'étude à réaliser pourra être classée parmi les aides à la décision (situations A ou B) ; dans le cas contraire, elle relèvera de la comptabilité environnementale (situation C).

Si l'étude à réaliser relève de l'aide à la décision, la seconde question à se poser concerne l'ampleur des conséquences que cette décision, concernant le système de premier plan, pourra avoir sur le système d'arrière-plan et sur d'autres systèmes de la technosphère. Toutefois, le seuil entre conséquences à petite échelle (situation A) et conséquences à grande échelle (situation B) peut être difficile à définir, d'autant plus que celles-ci peuvent se réaliser à travers des mécanismes de marché, ce qui peut complexifier leur anticipation. Afin d'aider à préciser ce seuil, les travaux de l'ILCD utilisent comme critère les capacités de production ou les infrastructures des autres systèmes de la technosphère (EC-JRC, 2010) : la conséquence est considérée comme étant à grande échelle si ces capacités sont modifiées, et comme étant à petite échelle dans le cas contraire. De plus, il est important de noter qu'une situation B est identifiée si au moins une conséquence à grande échelle peut être identifiée, mais un système engendre rarement de telles conséquences pour l'ensemble des étapes de son cycle de vie.

Enfin, si l'étude à réaliser relève de la comptabilité environnementale, la question à se poser concerne l'intention d'inclure ou non les interactions du système d'intérêt avec d'autres systèmes. Ces interactions concernent notamment l'utilisation de produits recyclés ou la substitution de produits par les co-produits du système.

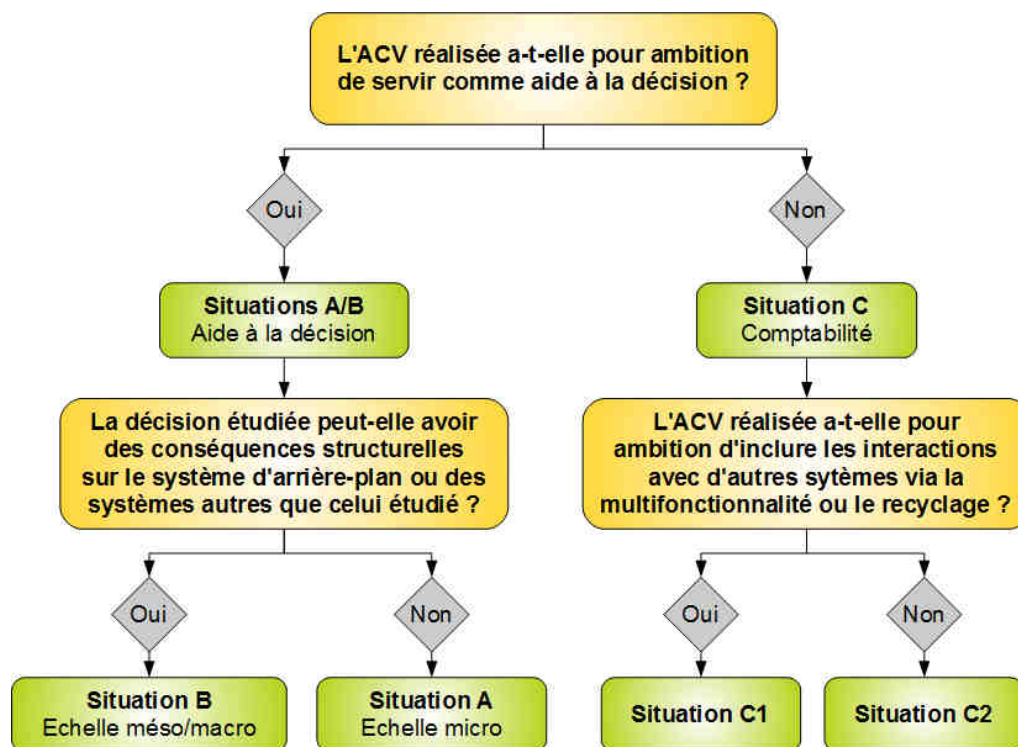


Figure 7 - Arbre de sélection du type d'objectif d'une étude ACV (adapté de (EC-JRC, 2010))

Afin de clarifier cette typologie, les travaux de l'ILCD donnent quelques exemples d'études possibles pour chacune de ces situations A, B ou C (EC-JRC, 2010). En adaptant ceux-ci au cas des systèmes de chauffage au bois, ces situations peuvent être illustrées de la façon suivante :

- Situation B : aide à la décision d'échelle méso / macro.
 - Orientation d'une politique nationale de soutien et de développement de l'utilisation de bois pour l'énergie :
L'étude d'ACV correspondante s'attache à appuyer une décision, concernant en l'occurrence les choix à réaliser pour soutenir et promouvoir l'utilisation de bois pour l'énergie. L'objectif étant alors généralement de modifier durablement l'approvisionnement énergétique national, il peut être considéré que les conséquences attendues d'une telle décision soient structurelles.
- Situation A : aide à la décision d'échelle micro.
 - Développement d'un écolabel pour les granulés de bois commercialisés :
L'étude d'ACV correspondante s'inscrit dans l'aide à la décision dans le sens où l'écolabel à mettre en place a pour objectif d'orienter les choix d'achat des consommateurs. Toutefois, il peut être considéré que ces décisions de consommateurs, même cumulées, ne soient pas suffisantes pour modifier de façon très significative le marché et n'aient alors pas d'effet structurel sur l'approvisionnement en granulés de bois.
 - Démarche d'écoconception pour la production de granulés de bois, à l'initiative d'un fabricant de granulés :
L'étude d'ACV correspondante vise à aider le fabricant de granulés à choisir des innovations technologiques permettant d'améliorer les performances environnementales de sa production. L'étude s'inscrit alors dans l'aide à la décision, mais il peut être considéré que les conséquences attendues se limitent à la chaîne de production étudiée et qu'il n'y ait de conséquence structurelle ni sur le marché du granulé, ni sur les pratiques d'exploitation forestière à l'origine du bois utilisé.

- Situation C : comptabilité environnementale.
 - Conformité d'une chaîne d'approvisionnement en plaquettes forestières à des critères de certification : L'étude d'ACV correspondante vise à décrire un système, afin de garantir sa conformité vis-à-vis de critères de certification préalablement définis. Cette étude relève alors de la description et du contrôle et ne constitue donc pas une aide à la décision.

2.2.2. Principales conséquences du type d'ACV sur sa méthode pratique de réalisation

Recommandations générales

La distinction de différentes approches de réalisation d'une étude d'ACV, en fonction de la définition de ses objectifs, a commencé à partir de la fin des années 1990, mais s'est réellement élaborée au cours des années 2000 (Wenzel, 1998 ; Tillman, 2000 ; Ekvall, 2002 ; Ekvall, Weidema, 2004 ; Ekvall et al., 2005). Deux approches se sont alors distinguées, sous différentes dénominations qui se sont petit à petit stabilisées sous les noms d'ACV attributionnelle et conséquentielle (« Attributional LCA » et « Consequential LCA » en anglais). D'après les travaux de l'ILCD, ces deux approches peuvent être définies de la façon suivante (EC-JRC, 2010) :

- L'approche attributionnelle vise à décrire le système d'étude et ses impacts environnementaux, en lui attribuant une part des impacts dus à l'ensemble de la technosphère ; et
- L'approche conséquentielle a pour ambition d'évaluer les impacts des conséquences, sur l'ensemble de la technosphère, d'une décision appliquée au système d'étude.

Ces travaux antérieurs à l'ILCD et ceux de l'ILCD convergent dans le sens où les critères et les principes pratiques de mise en œuvre de ces deux approches attributionnelle et conséquentielle, tels que définis dans la littérature, correspondent aux recommandations de l'ILCD pour, respectivement, les situations C2 et B (Tillman, 2000 ; Ekvall, 2002 ; EC-JRC, 2010 ; Brandão et al., 2014). Les situations A et C1 des travaux de l'ILCD peuvent alors s'apparenter à des approches hybrides ou simplifiées de ces deux approches.

Selon ces différents travaux, les principales différences de mise en œuvre de l'ACV, entre approches attributionnelle d'une part et conséquentielle d'autre part, touchent notamment à :

- La définition des frontières du système (voir section 1.2.3) ;
- La gestion de la multifonctionnalité (voir section 1.3.2) ; et
- La représentativité des données à collecter au cours de l'inventaire de cycle de vie (voir section 1.3.1).

Ces différences en termes de méthode de réalisation d'une ACV sont résumées dans le Tableau 3. En accord avec les travaux de l'ILCD, les recommandations sont distinguées selon les quatre situations préalablement définies, en considérant comme discuté ci-dessus que la situation C2 relève pleinement d'une approche attributionnelle, la situation B d'une approche conséquentielle. Ceci met alors notamment en valeur le caractère hybride des situations A et C1. Il peut également être remarqué que ces situations A et C1, bien que différenciées en termes de situation (voir section 2.2.1 et Figure 7), sont équivalentes en termes de méthode de réalisation selon les recommandations de l'ILCD. Enfin, il peut être remarqué que si les recommandations de l'ILCD sont compatibles avec celles de la norme ISO 14044 pour les situations B, A et C1, celles-ci divergent en situation C2 (voir section 1.3.2) (ISO, 2006b).

	Type d'objectif de l'étude ACV à réaliser			
	<i>Situation B</i>	<i>Situation A</i>	<i>Situation C1</i>	<i>Situation C2</i>
Définition des frontières du système	Cycle de vie du produit d'intérêt, et processus de la technosphère affectés par les conséquences à grande échelle de la décision étudiée	Cycle de vie du produit d'intérêt	Cycle de vie du produit d'intérêt	Cycle de vie du produit d'intérêt
Préférence en termes de gestion de la multifonctionnalité⁽¹⁾	Elargissement du système	Elargissement du système	Elargissement du système	Affectation
Identification des processus substitués en élargissement du système	Evolution marginale du marché	Mix moyen du marché	Mix moyen du marché	N/A
Représentativité des données utilisées lors de l'inventaire	Marginale	Moyenne	Moyenne	Moyenne

Légende :

- : Choix méthodologique relevant d'une approche conséquentielle
- : Choix méthodologique relevant d'une approche attributionnelle
- : Choix méthodologique relevant d'une approche hybride attributionnelle / conséquentielle

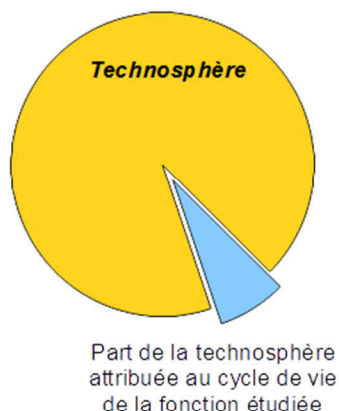
⁽¹⁾ : Préférence à appliquer dans le cas où la subdivision des processus n'est pas suffisante.

Tableau 3 - Synthèse des principales différences de mise en œuvre de l'ACV, selon le type d'objectif (adapté de (EC-JRC, 2010))

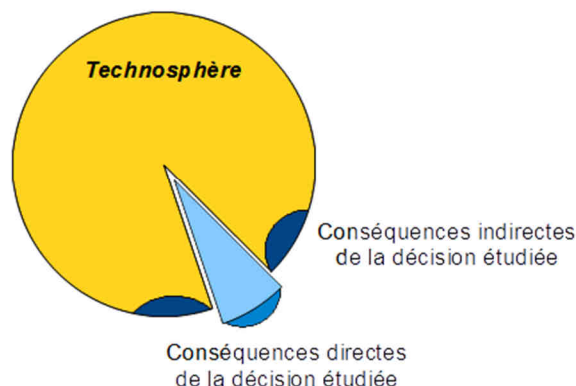
Cas de la définition des frontières du système

Parmi les différences en termes de réalisation entre approches attributionnelle et conséquentielle, la plus fondamentale est sans doute la définition des frontières du système, dans le sens où cette différence touche à un des principes clés de l'ACV : le cycle de vie (voir section 1.1). En effet, l'approche attributionnelle est parfaitement fidèle à la notion de cycle de vie d'un produit, bien matériel ou service, alors que l'approche conséquentielle nécessite une vision élargie de ce cycle de vie. La différence conceptuelle entre approches attributionnelle et conséquentielle en termes de définition des frontières du système est généralement représentée schématiquement selon la Figure 8 suivante (Guiron, Benetto, 2013).

Approche attributionnelle



Approche conséquentielle



Légende :

■ : Ensemble de la technosphère

■ : Cycle de vie de la fonction étudiée, considéré en approches attributionnelle et conséquentielle

■ : Représentation de la décision étudiée en approche conséquentielle, modifiant le cycle de vie étudié

■ : Processus de la technosphère affectés par les conséquences de la décision étudiée et inclus au système en approche conséquentielle

Figure 8 - Représentation schématique de la différence conceptuelle entre approches attributionnelle et conséquentielle en termes de définition des frontières du système (adaptée de (Guiton, Benetto, 2013))

En approche attributionnelle, les frontières du système ont pour objectif de décrire le cycle de vie d'un produit, en se concentrant sur les échanges de matière, d'énergie ou de service (EC-JRC, 2010). D'un point de vue pratique, les travaux de l'ILCD recommandent de définir le système d'étude par une démarche itérative, en identifiant tout d'abord les processus primaires connectés à la fonction principale du système, puis les processus secondaires connectés aux processus primaires, et ainsi de suite. Ces connexions peuvent être de trois types, illustrés notamment ci-dessous dans le cas où la fonction principale étudiée est la production de chaleur à partir de biomasse (voir Figure 9) :

- Les liens matériels, incluant par exemple la biomasse d'où est tirée la chaleur produite par combustion, ou les cendres issues de la combustion de la biomasse ;
- Les liens fonctionnels, incluant par exemple la production d'une chaudière nécessaire à la combustion de biomasse, ou la présence d'infrastructures de transport pour assurer un service de transport ; ou enfin
- Les services, incluant par exemple les interventions de maintenance pour assurer le bon fonctionnement d'une chaudière, ou l'existence d'un service administratif ou de gardiennage dans le cas du fonctionnement d'une usine.

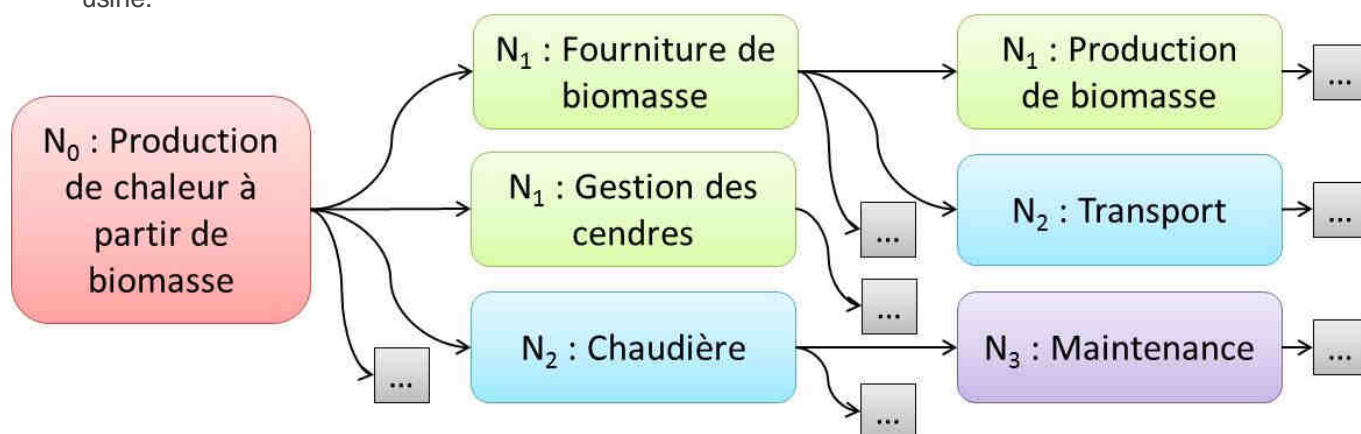


Figure 9 - Exemple simplifié de cycle de vie, distinguant la fonction principale du système (N₀) et les processus de la technosphère qui y sont connectés par des liens matériels (N₁), fonctionnels (N₂), ou de service (N₃) (adapté de (EC-JRC, 2010))

En approche conséquentielle, les frontières du système n'ont plus pour objectif de décrire le cycle de vie du produit étudié, mais de décrire les conséquences de la décision étudiée. La description du cycle de vie du produit, telle qu'elle est réalisée en approche attributionnelle, est alors toujours nécessaire, mais le praticien doit également fournir un travail supplémentaire de modélisation afin d'identifier les processus de la technosphère qui ne font pas partie du cycle de vie du produit mais qui vont être affectés par la décision prise sur ce produit. Cela nécessite alors un travail de projection afin de déterminer, à partir d'un état initial de la technosphère, comment celle-ci évoluerait en absence de décision, ce qui constitue un scénario de référence, et comment celle-ci évoluerait dans le cas où la décision étudiée est effectivement prise, ce qui constitue le scénario d'étude. La comparaison de ces deux scénarios permet alors d'identifier l'ensemble des processus de la technosphère à inclure dans les frontières du système en approche conséquentielle.

D'un point de vue pratique, les travaux de l'ILCD ne proposent pas de méthode ou d'outil pour réaliser ce travail de projection. Toutefois, différentes compétences et expertises à mobiliser pour définir les frontières du système en approche conséquentielle, en plus de l'expertise en ACV, sont citées, parmi lesquelles (EC-JRC, 2010) :

- L'expertise sur le développement technologique, incluant la représentation de courbes d'apprentissage par exemple ;
- Le développement de scénarios ;
- La projection de marchés et de coûts de marchés ;
- La modélisation de coûts de technologies ; et
- La modélisation économique d'équilibre général ou d'équilibre partiel.

Dans le cas des systèmes de chauffage au bois, les potentielles conséquences à prendre en compte en approche conséquentielle peuvent par exemple être :

- Les modifications de gestion forestière mises en œuvre pour répondre à une demande additionnelle en bois énergie ;
- Les modifications d'équilibre entre les différentes filières de valorisation du bois, incluant notamment la production de bois matériau et la papeterie ;
- Les modifications indirectes de gestion forestière, engendrées par une augmentation du prix de marché du bois énergie ou par les modifications d'équilibre entre filières citées ci-dessus ;
- Les améliorations d'efficacité dans les procédés de transformation, si celles-ci ont été favorisées par un prix accru du bois énergie ;
- Les modifications structurelles du secteur énergétique, liées aux approvisionnements énergétiques substitués par le bois énergie ; ou encore
- Les effets rebond chez le consommateur, incluant par exemple une moindre sobriété énergétique due à une amélioration des performances environnementales de la source d'énergie utilisée, ou à la création de nouvelles dépenses due à une réduction du coût du service énergétique.

Pour finir, il est important de noter que si la notion de scénario de référence est clairement explicitée en approche conséquentielle, celle-ci existe également en approche attributionnelle. Ce scénario de référence, généralement implicite, peut alors être vu comme l'absence du système étudié, sans modification de la technosphère pour compenser la perte de fonctionnalité. Pour la plupart des catégories d'impact prises en compte actuellement en ACV, et en particulier les catégories d'impact couvrant des émissions de substances dans l'eau, le sol ou l'air, le caractère implicite de ce scénario de référence ne pose que peu de problème pour l'évaluation des impacts : en effet, évaluer l'impact d'une émission de manière absolue est équivalent à évaluer cette émission de manière relative par rapport à une absence d'émission. Toutefois, le rôle de ce scénario de référence en approche attributionnelle a révélé toute son importance lors du développement de nouvelles catégories d'impact telles que l'usage de l'eau ou l'usage des sols. Dans ce dernier cas, développé de manière plus détaillée en section 2.4, l'usage anthropique d'un sol ne peut être évalué ni de manière absolue, ni de manière relative par rapport à une absence de ce sol, ce qui n'aurait pas de sens physique, mais uniquement de manière relative par rapport à une absence d'usage anthropique de ce sol. L'approche attributionnelle est alors confrontée au problème de définir ce que seraient les caractéristiques de ce sol en absence d'usage anthropique.

2.2.3. Controverses existantes autour des différentes méthodes de réalisation d'une ACV

Malgré les nombreux travaux depuis une quinzaine d'années pour mieux définir et détailler les deux approches attributionnelle et conséquentielle, des controverses subsistent dans la littérature, comme le prouvent les nombreux échanges qui ont eu lieu au cours de l'année 2014 entre différents auteurs dans deux journaux scientifiques importants dédiés à l'ACV et l'évaluation environnementale, « The International Journal of Life Cycle Assessment » et « Journal of

Industrial Ecology » (Anex, Lifset, 2014 ; Brandão et al., 2014 ; Dale, Kim, 2014 ; Hertwich, 2014 ; Plevin et al., 2014c, 2014a, 2014b ; Suh, Yang, 2014). De ces échanges, il peut être observé que les auteurs ne remettent pas fondamentalement en cause les concepts, le rôle et l'intérêt des approches attributionnelle et conséquentielle, et s'accordent donc globalement sur le plan théorique. Leurs principales divergences d'opinions relèvent plutôt des problèmes de mise en pratique de ces approches, et peuvent être résumées en deux points :

- Bien que l'approche attributionnelle n'ait pas vocation à appuyer des décisions, elle est, dans les faits, bien souvent utilisée comme tel ; en effet, Plevin et al. observent qu'il est fréquemment conclu, à partir de la comparaison de résultats obtenus par ACV attributionnelle pour deux produits différents, qu'une réduction ou une augmentation d'impacts peut être attendue de la substitution d'un de ces produits par l'autre, ce qui dépasse et est donc incompatible avec la question initialement posée dans le cadre d'une ACV attributionnelle (Plevin et al., 2014c).
- Bien que l'approche conséquentielle ait pour ambition d'appuyer des décisions, sa pertinence reste pour une large part théorique, puisque sa mise en œuvre est confrontée aux limitations des modèles utilisés et aux manques de données, ce qui limite fortement la fiabilité des résultats obtenus et invite donc à une grande précaution dans l'expression des conclusions et recommandations lors de l'interprétation du cycle de vie.

Ainsi, ces controverses autour des approches attributionnelle et conséquentielle rappellent que l'interprétation du cycle de vie d'une étude doit impérativement se faire en accord avec la définition des objectifs formulés initialement, et en aucun cas les dépasser (voir section 1.5), et soulignent également le besoin de recherche et de mise au point de modèles et d'outils pour améliorer la fiabilité des résultats d'une ACV conséquentielle et faciliter sa mise en œuvre (Finnveden et al., 2009 ; Zamagni et al., 2009 ; Pawelzik et al., 2013 ; Hellweg, Milà i Canals, 2014).

2.3. Différenciation spatio-temporelle : régionalisation et ACV dynamique

Lors de la construction des premiers modèles d'évaluation des impacts du cycle de vie, les aspects spatiaux et temporels associés aux consommations de ressources et aux émissions de polluants ont, en première approximation, été exclus des modèles de caractérisation, agrégeant ainsi sans distinction l'ensemble des flux élémentaires issus de l'inventaire. Au cours des dernières années, le besoin d'améliorer la prise en compte de ces dimensions spatiales et temporelles en ACV a régulièrement été souligné dans la littérature, et ce d'autant plus que les moyens techniques disponibles ont progressé, à travers par exemple l'augmentation des capacités de calcul ou le développement des outils de Systèmes d'Information Géographique (SIG) (Reap et al., 2008b ; Finnveden et al., 2009 ; Guinée et al., 2011 ; Hellweg, Milà i Canals, 2014).

L'intérêt d'introduire une différenciation spatiale ou temporelle en ACV est d'affiner la modélisation des impacts, puisque dans leur caractérisation, les facteurs de devenir ou d'exposition peuvent dépendre du lieu et du moment de consommation ou d'émission. Par exemple, l'impact des émissions de NO_x ou de COV sur la santé humaine via la production d'ozone troposphérique dépend fortement des conditions climatiques, et donc du lieu et de la saison où l'émission a lieu (Shah, Ries, 2009). De façon similaire, l'effet d'une consommation d'eau, en termes de stress hydrique, dépend à la fois du bassin versant et du mois où a lieu le prélèvement (Pfister, Bayer, 2014).

Les résolutions spatiale et temporelle à adopter varient selon le mécanisme environnemental considéré, dépendant à la fois des caractéristiques de la substance consommée ou émise, et de la réponse de l'environnement. Leur prise en compte est généralement désignée sous le nom de régionalisation pour la dimension spatiale (Wegener Sleeswijk, 2010), et d'ACV dynamique pour la dimension temporelle (Collet, 2012). Bien que ces deux aspects soient actuellement en cours de développement, les travaux relatifs à la régionalisation sont actuellement plus abondants dans la littérature que ceux relatifs à l'ACV dynamique (Collet et al., 2011).

Vis-à-vis de la dimension spatiale, les catégories d'impact sont généralement distinguées en impacts globaux, régionaux et locaux, selon la sensibilité spatiale de leur mécanisme environnemental (Benoist, 2009) :

- La caractérisation d'impacts dit globaux ne dépend pas du lieu d'émission ou d'extraction¹ : cela concerne notamment le changement climatique, la diminution de la couche d'ozone ou l'épuisement des ressources minérales et fossiles ; et
- La caractérisation d'impacts dit régionaux ou locaux dépend respectivement des conditions d'une zone de quelques centaines à quelques milliers de kilomètres, ou limitée à quelques dizaines de kilomètres : c'est le cas par exemple des enjeux d'eutrophisation, d'acidification ou de toxicité.

Concernant les aspects temporels, une première définition des échelles de temps des impacts à considérer a été proposée dans la littérature (Collet, 2012) : le jour (mécanismes liés à la toxicité humaine ou l'écotoxicité), le mois (usage de l'eau, eutrophisation ou acidification), ou l'année (changement climatique, diminution de la couche d'ozone, épuisement des ressources minérales et fossiles). De la même façon que pour la régionalisation, l'intérêt de définir de telles échelles est d'aider à la représentation des dynamiques d'intérêt, d'émissions ou de consommations, lors de la description du système d'étude. En effet, décrire une dynamique d'émission avec un pas de temps inférieur à l'échelle de temps d'un impact ne sera pas utile puisque l'environnement ne sera pas sensible à cette variabilité temporelle. Inversement, la prise en compte d'une dynamique présentant un pas de temps égal ou supérieur à l'échelle de temps d'un impact permet a priori d'affiner la caractérisation de cet impact.

L'ambition des travaux existants relatifs à l'ACV dynamique est bien d'intégrer ces aspects et cette différenciation temporelle, aussi bien dans la description des systèmes (Pehnt, 2006), l'inventaire (Collet et al., 2011 ; Collet, 2012), ou la caractérisation des impacts (Shah, Ries, 2009 ; Benoist, 2009 ; Levasseur, 2011 ; Pfister, Bayer, 2014). Les apports potentiels de l'ACV dynamique pour l'évaluation de la contribution des systèmes de chauffage au bois vis-à-vis du changement climatique seront détaillés à la section 3.2.3.

2.4. Prise en compte de l'usage des sols en ACV

La catégorie d'impact d'usage des sols est à prendre en compte pour toute activité humaine incluse dans le système d'étude et utilisant le sol comme ressource, que celui-ci ait un rôle actif, comme dans les cas de l'agriculture ou de la sylviculture, ou un rôle passif, comme la surface immobilisée pour le passage d'une route. Dans le cas des systèmes de chauffage au bois, et dans le cadre de cette étude, une forêt placée au sein de la technosphère, pour laquelle l'usage des sols est donc à prendre en compte, est dite forêt anthropique. Une définition de la notion de forêt anthropique est donnée en section 4.2.

2.4.1. Définition d'un cadre conceptuel

Depuis le début des années 2000, de nombreux travaux ont visé à définir un cadre conceptuel à la prise en compte de l'usage des sols en ACV (Lindeijer et al., 2002 ; Milà i Canals, Bauer, et al., 2007 ; Koellner et al., 2013). Ces différents travaux ont permis notamment de :

- Fixer des principes communs dans l'évaluation des effets liés aux usages, changements d'usages des sols et changements de pratiques de gestion, en considérant notamment les caractères dynamiques et réversibles des impacts et la nécessité d'exprimer les impacts de manière relative, vis-à-vis d'un usage de référence ; et
- Recenser les mécanismes environnementaux impliqués par l'usage des sols, en vue d'être le plus exhaustif possible tout en évitant les doubles comptages.

Au fil des années, ce cadre théorique a gagné en reconnaissance, et si sa mise en œuvre pratique reste parfois difficile, ses principes ne sont pas fondamentalement remis en cause. Ce cadre conceptuel est représenté schématiquement aux Figure 10 et Figure 11, dans les cas simplifiés, respectivement, d'usages successifs sans altération de qualité en

¹ Il est à noter que l'indépendance d'un mécanisme environnemental vis-à-vis de l'endroit où sont émises ou extraites les substances y contribuant, n'est pas contradictoire avec une différenciation spatiale dans l'expression et l'observation des impacts. Ainsi, chaque émission de gaz à effet de serre contribue de la même façon au changement climatique, quel que soit leur lieu d'émission, mais le changement climatique en lui-même s'exprime de façon différente selon la région du monde considérée.

cours d'occupations, et d'un usage sans transformation irréversibles², à la Figure 11. Ses principaux éléments peuvent être résumés de la façon suivante :

- L'usage des sols couvre deux types distincts d'interventions :
 - La transformation des sols, qui couvre les impacts liés aux changements d'usages ou aux changements de pratique, et aux altérations de qualité qui peuvent en découler ; et
 - L'occupation des sols, qui couvre le fait qu'un usage anthropique d'un sol maintient dans le temps les qualités de celui-ci à un niveau non naturel, différent de celui qui pourrait être observé en l'absence d'activités humaines ;
- Les impacts liés à la transformation des sols et à leur occupation sont caractérisés par trois critères essentiels, représentés par les trois dimensions du graphe de la Figure 11 :
 - La qualité des écosystèmes, défini par un paramètre variable selon le mécanisme environnemental considéré, et délimité à la fois par les niveaux de qualité atteints lors de l'usage étudié (Q_{ini} et Q_{fin} sur la Figure 11) et un niveau de qualité de référence ($Q_{réf}$ sur la Figure 11) ;
 - Le temps, intégrant à la fois les durées d'occupation (t_{occ} sur la Figure 11) et les dynamiques de régénération des écosystèmes ($t_{régénération}$ sur la Figure 11) ; et
 - La surface affectée par le système étudié, renseignée au cours de l'inventaire de cycle de vie.

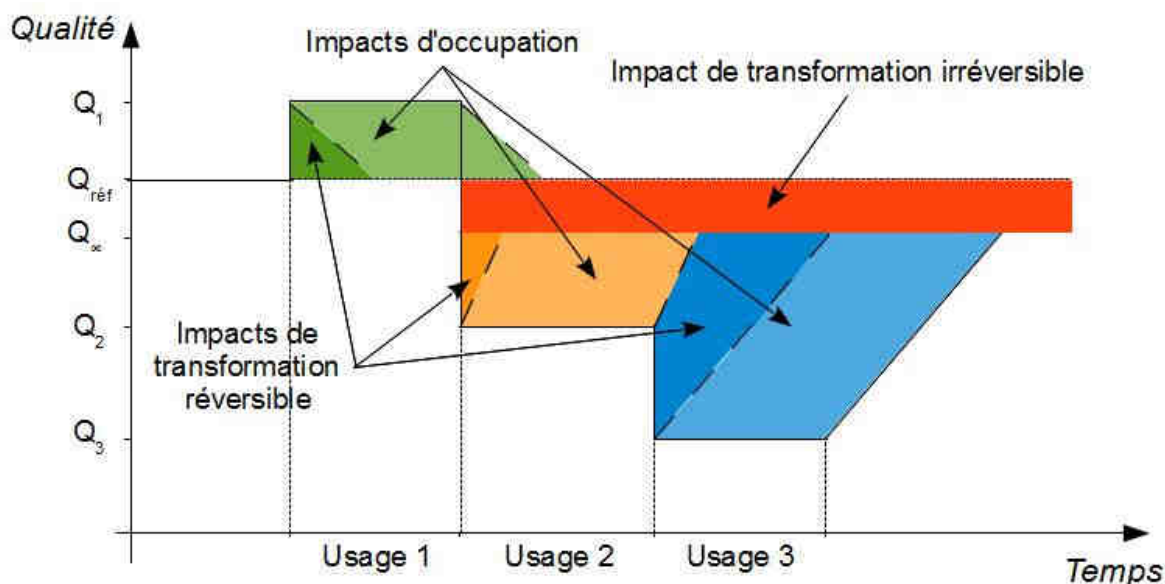


Figure 10 - Représentation schématique du cadre conceptuel de prise en compte des impacts liés à l'usage des sols, pour des usages successifs - Cas simplifié sans altération de qualité en cours d'occupation (adaptée de (Koellner et al., 2013))

² Les effets induits par l'usage et le changement d'usages des sols ne sont pas tous réversibles ; c'est le cas par exemple des phénomènes de désertification (Núñez et al., 2010). Le cadre conceptuel théorique de l'usage des sols prend en charge de tels effets. Dans la pratique toutefois, leur prise en compte en évaluation pose des problèmes spécifiques et ces effets sont alors généralement mis de côté, considérant que la grande majorité des usages et changements d'usages rentre dans le cadre de transformations réversibles (Milà i Canals, Romanyà, et al., 2007 ; Koellner et al., 2013).

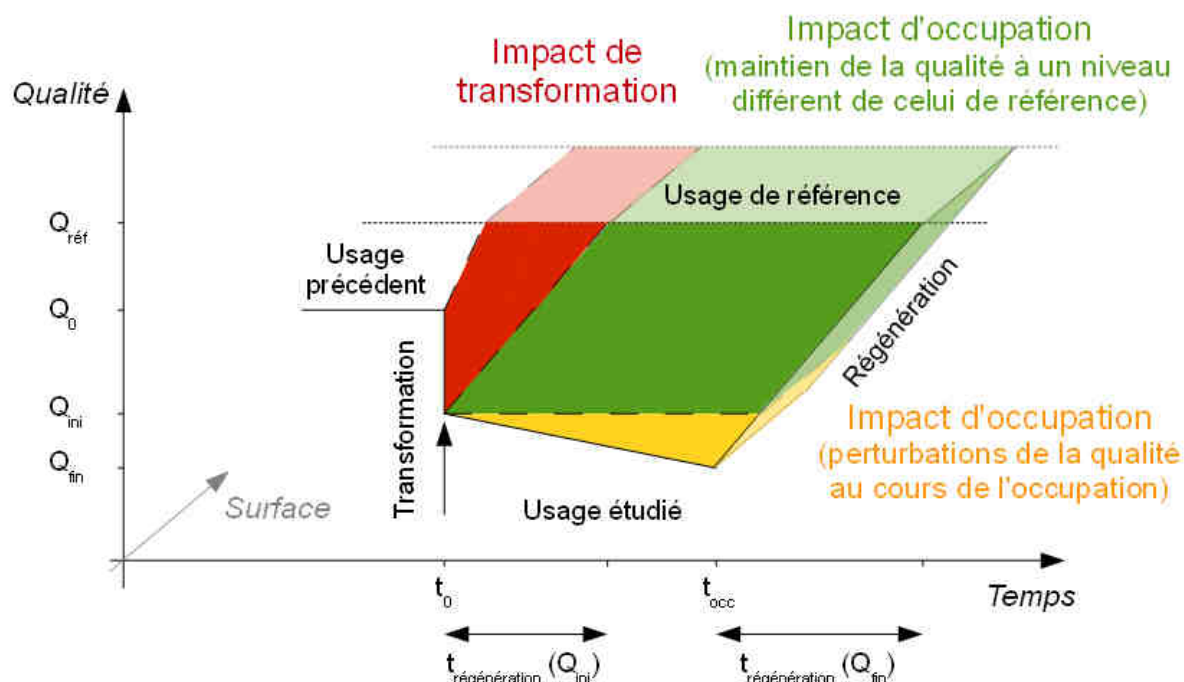


Figure 11 - Représentation schématisée du cadre conceptuel de prise en compte des impacts liés à l'usage des sols, centré sur un usage unique - Cas simplifié de transformations réversibles (adaptée de (Milà i Canals, Bauer, et al., 2007))

Un impact de transformation (volume en rouge sur la Figure 11) désigne ainsi l'impact environnemental résultant d'altérations effectives de qualité dues à un changement d'usage ou de pratiques. Une des apports et une des originalités fortes de ce cadre conceptuel est de considérer que la prise en compte de cet impact ne doit pas se limiter aux effets observables lors de la transformation (temps t_0 de la Figure 11), mais doit intégrer le caractère réversible ou non de cette transformation. Concernant l'évaluation de l'impact de changements d'usage sur le changement climatique via le potentiel de séquestration de carbone des sols (voir également section 3), ce point est en contradiction avec les recommandations de l'ILCD, issues des recommandations pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, qui se limitent à la prise en compte de la variation de stocks (EC-JRC, 2010). Enfin, un point également important de la prise en compte des impacts de transformation est le problème d'affectation qui en résulte : une transformation des sols est généralement suivie par plusieurs usages consécutifs, entre lesquels l'impact de transformation doit alors être alloué. Pour cela, il est généralement recommandé de réaliser cette affectation sur l'ensemble des usages ayant lieu au cours des 20 années suivant la transformation, au prorata des temps d'occupation (EC-JRC, 2010 ; Koellner et al., 2013).

Un impact d'occupation désigne en réalité deux formes d'impact assez différentes sur le plan conceptuel :

- L'impact environnemental résultant des altérations effectives de qualité dues aux pratiques d'usages au cours de l'occupation (volume en jaune sur la Figure 11). De la même façon que pour les impacts de transformation, une attention particulière doit être portée au fait que les effets observables lors de cette occupation sont généralement réversibles, ce qui doit être intégré dans la caractérisation des impacts.
- L'impact environnemental associé au maintien de la qualité du sol à un niveau non naturel (volume en vert sur la Figure 11). Cet impact n'est pas observable directement, et vise à prendre en compte le fait qu'une occupation des sols empêche et retarde son potentiel retour à un état de référence. La définition de cet état de référence a alors un rôle crucial dans l'évaluation des impacts puisqu'elle imposera l'écart de qualité, positif ou négatif, à prendre en compte.

2.4.2. Enjeux environnementaux associés à l'usage des sols

L'usage des sols possède de nombreuses conséquences environnementales, sur les trois aires de protection classiquement définies en ACV. Les travaux relatifs à la prise en compte de l'usage des sols en ACV, menés sous l'égide du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP) et de la SETAC, ont permis de recenser ces différents effets, définissant les mécanismes environnementaux associés à l'usage des sols (Koellner et al., 2013). L'ensemble des mécanismes identifiés au cours de ces travaux est donné à la Figure 12.

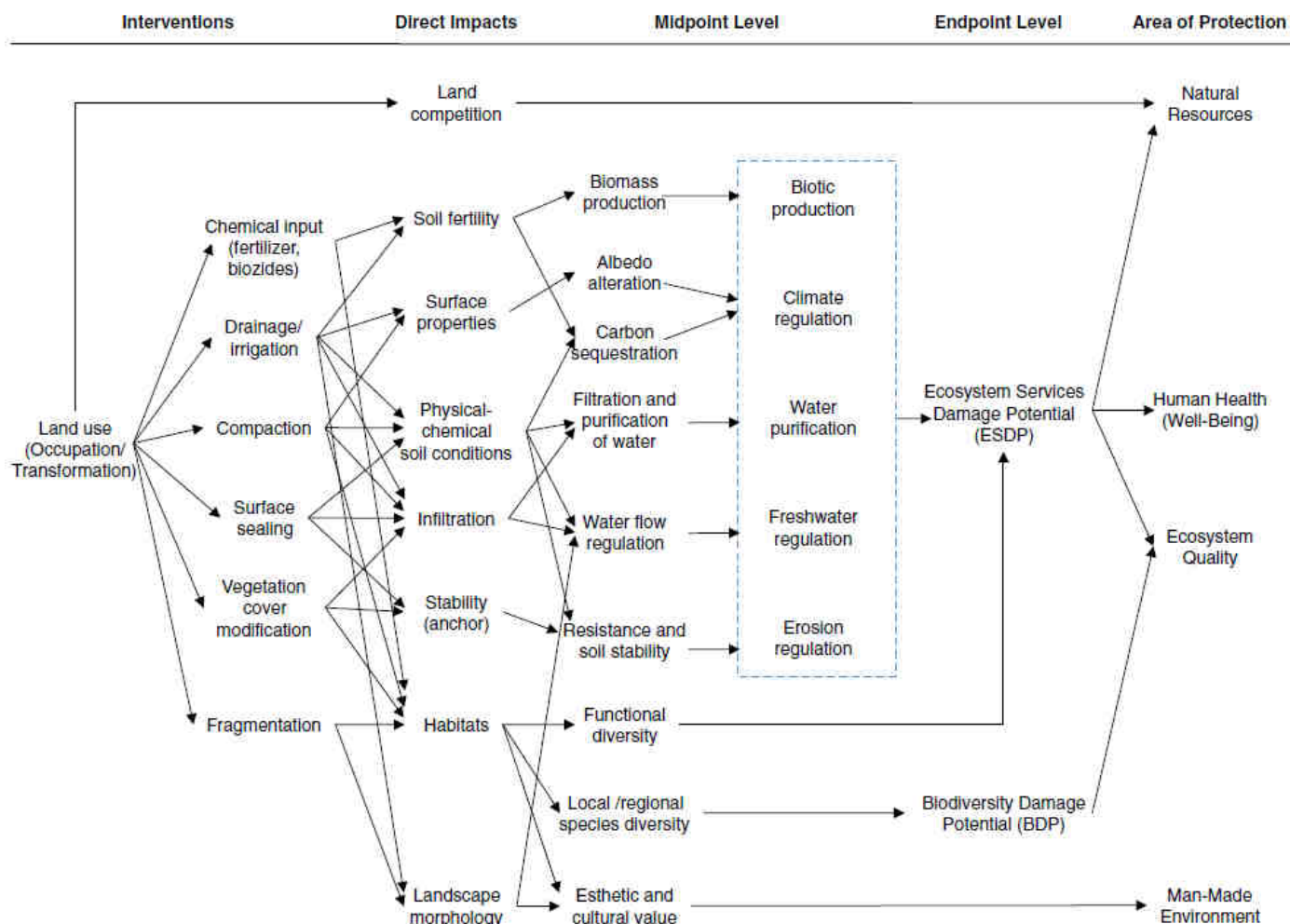


Figure 12 - Panorama des mécanismes environnementaux associés à l'usage des sols (Koellner et al., 2013)

Les travaux de l'ILCD publiés en 2011 ont réalisé une revue critique des méthodes de caractérisation alors disponibles dans la littérature vis-à-vis de l'usage des sols (EC-JRC, 2011). Au niveau midpoint, une méthode a été recommandée, mais jugée à appliquer avec précaution, compte tenu de ses limitations ; au niveau endpoint, aucune méthode n'a été considérée suffisamment mature pour être recommandée (voir Tableau 1).

La méthode recommandée au niveau midpoint est celle développée par Milà i Canals et al., qui s'intéresse au potentiel de production de ressources biotiques des sols (Milà i Canals, Romanyà, et al., 2007 ; Milà i Canals, Muñoz, et al., 2007). La teneur en matières organiques des sols est prise comme critère, considérant qu'il s'agit de l'indicateur unique le plus satisfaisant en termes de représentativité de la qualité d'un sol vis-à-vis de sa fertilité et donc, sur le long terme, vis-à-vis de son potentiel de production de ressources biotiques (voir section 4.1). Les auteurs reconnaissent toutefois que ce critère ne permet pas de prendre en compte la qualité d'un sol dans toutes ses dimensions, qui, elle-même, ne couvre pas l'ensemble des mécanismes environnementaux liés à l'usage des sols, n'abordant pas notamment les impacts sur la biodiversité (voir Figure 12) (EC-JRC, 2011).

La méthode de caractérisation de niveau endpoint jugée comme étant la meilleure disponible, bien qu'immature, est celle proposée par la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe (Goedkoop et al., 2009). Dans celle-ci, l'effet de l'usage des sols sur la qualité des écosystèmes est considéré, en caractérisant les impacts de l'occupation et de la transformation des sols sur la biodiversité, via la réduction ou l'augmentation du nombre d'habitats. Ainsi, il peut être remarqué que, de la même façon que pour la méthode précédente, l'ensemble des enjeux associés à l'usage des sols n'est pas couvert par cette méthode. De plus, les mécanismes environnementaux pris en compte sont différents entre les deux méthodes, créant un problème de cohérence entre les deux niveaux d'évaluation.

2.4.3. Quantifier et qualifier les surfaces affectées pour l'évaluation de l'usage des sols

Comme exprimé par le cadre conceptuel, l'évaluation des impacts de l'usage des sols se fait de manière relative, par rapport à un usage de référence (voir Figure 11). Selon l'objectif de l'étude, il existe plusieurs possibilités pour définir cet usage de référence, et il y a donc ici un lien important entre caractérisation des impacts et type d'ACV réalisée, attributionnelle / comptabilité ou conséquentielle / aide à la décision (voir section 2.2) (Milà i Canals, Romanyà, et al., 2007 ; Matthews et al., 2014).

A cet aspect s'ajoute celui du changement d'affectation des sols, dont l'importance en évaluation environnementale a été soulignée par de nombreuses publications après le fort développement qu'ont connu les carburants issus de la biomasse de première génération (voir par exemple (Righelato, Spracklen, 2007 ; Fargione et al., 2008 ; Searchinger et al., 2009)). Les changements d'affectation des sols sont distingués usuellement en changements directs ou indirects, les changements directs couvrant les surfaces servant directement de support aux activités analysées dans le système d'étude, et les changements indirects concernant les changements d'usage induits par la mise en place du système d'étude via principalement des mécanismes de marché (exemples : nouvelles mises en exploitation de surfaces forestières pour répondre à un déficit en ressource forestière pour la papeterie dû au développement du bois énergie ; ou boisement de surfaces à vocation précédemment alimentaire créant un manque sur le marché alimentaire qui sera compensé par la mise en cultures de nouvelles surfaces).

Ainsi, les liens entre objectifs d'une étude d'ACV et évaluation des impacts liés à l'usage des sols concernent à la fois l'identification et la quantification des surfaces affectées par le système d'étude, et la définition de l'usage de référence qui servira à déterminer les impacts sur la qualité du sol.

Quantifier et qualifier l'usage des sols en approche attributionnelle (Situation C2 de l'ILCD)

En approche attributionnelle, c'est-à-dire notamment pour la comptabilité environnementale ne prenant pas en compte d'interactions potentielles avec d'autres systèmes (situation C2 de l'ILCD), les conséquences en dehors du cycle de vie sont exclues du système (voir section 1.2 et Tableau 3) (EC-JRC, 2010). Par conséquent, les changements indirects d'affectation des sols n'ont pas à être intégrés dans la définition et la modélisation du système.

Concernant la définition de l'usage de référence, le cadre conceptuel, tel que défini par l'UNEP-SETAC, recommande d'utiliser un usage dit naturel ou quasi-naturel, désignant le couvert végétal qui existerait de façon prédominante en l'absence d'activités humaines, dans les conditions de sol et de climat caractéristiques de chaque biome (Koellner et al., 2013). La méthode de niveau midpoint proposée par Milà i Canals et al., et celle de niveau endpoint disponible dans ReCiPe, utilisent toutes les deux cette définition de l'usage de référence pour le calcul de leurs facteurs de caractérisation (Milà i Canals, Muñoz, et al., 2007 ; Goedkoop et al., 2009).

Quantifier et qualifier l'usage des sols en approche conséquentielle (Situation B de l'ILCD)

En approche conséquentielle, c'est-à-dire notamment pour l'aide à la décision d'échelle méso / macro (situation B de l'ILCD), l'ensemble des processus de la technosphère affectés par la décision étudiée est intégré au système d'étude (voir section 1.2 et Tableau 3) (EC-JRC, 2010), et tous les changements d'affectation des sols, directs et indirects, ont donc vocation à être pris en compte. Toutefois, comme il a déjà été précisé aux sections 2.1 et 2.2, il existe un réel manque de méthodes et d'outils consensuels pour identifier et intégrer de manière fiable de telles conséquences (Finnveden et al., 2009 ; Pawelzik et al., 2013 ; Hellweg, Milà i Canals, 2014).

Concernant la définition de l'usage de référence, celle-ci doit également refléter les conséquences de la décision étudiée, et non plus se baser sur un état absolu en absence d'activités humaines comme c'est le cas en approche attributionnelle (Milà i Canals, Bauer, et al., 2007 ; Milà i Canals, Romanyà, et al., 2007 ; Matthews et al., 2014). L'usage de référence représente alors l'évolution la plus probable de l'usage des sols qui aurait lieu en l'absence de la décision étudiée. Cet usage doit être explicitement décrit lors de la définition des objectifs et du champ de l'étude, dans la description plus générale du système de référence qui définira l'étude conséquentielle. D'un point de vue opérationnel, ni la méthode de niveau midpoint de Milà i Canals et al., ni la méthode de niveau endpoint de ReCiPe ne propose de facteurs de caractérisation spécifiques à l'approche conséquentielle (Milà i Canals, Muñoz, et al., 2007 ; Goedkoop et al., 2009).

Quantifier et qualifier l'usage des sols en approche hybride (Situations A et C1 de l'ILCD)

En approche hybride, c'est-à-dire pour l'aide à la décision d'échelle micro ou la comptabilité environnementale visant à intégrer des interactions potentielles avec d'autres systèmes (situations A et C1 de l'ILCD), il n'existe pas de recommandations claires quant aux changements d'affectation à considérer et à la définition d'un usage de référence. Toutefois, les réflexions autour de la directive européenne 2009/28/CE, visant notamment à définir des critères de durabilité des carburants issus de la biomasse (European Commission, 2009), peuvent être données comme un exemple de solution potentielle pour ce type d'approche. En effet, dans une proposition d'amendement, des valeurs par défaut d'impact du changement indirect d'affectation des sols sont proposées afin d'intégrer facilement ce paramètre dans les critères de durabilité de la directive (European Commission, 2012). Ces valeurs ont ainsi été pré-calculées, typiquement par une étude d'ACV de type B, et sont directement exprimées par unité fonctionnelle, et déclinées selon le type d'usage des sols.

3. Contributions et atténuations du changement climatique par les systèmes de chauffage au bois

Comme il a été vu à la section 2.1, les bénéfices et les risques potentiels, vis-à-vis du changement climatique, liés aux utilisations de la biomasse, sont régulièrement questionnés dans la littérature. L'ambition de cette partie est de permettre de mieux comprendre d'une part les difficultés rencontrées lors de l'évaluation des impacts, positifs ou négatifs, sur le changement climatique, attribuables aux systèmes de valorisation de la biomasse, et d'autre part les principes et les enjeux associés aux différentes méthodes proposées dans la littérature pour prendre en compte ces difficultés.

Pour cela, la section 3.1 revient tout d'abord sur les concepts et éléments clés du changement climatique, ainsi que sur sa prise en compte en ACV comme catégorie d'impact environnemental. Les trois sections suivantes décrivent ensuite les différents modèles existants de caractérisation des impacts sur le changement climatique, pour les émissions de gaz à effet de serre tout d'abord (sections 3.2 et 3.3) puis pour le potentiel de séquestration de carbone lié à l'usage des sols (section 3.4). La section 3.5 développe enfin une analyse critique de ces modèles, afin de mieux identifier leurs potentiels et les principaux besoins de développement.

3.1. Le changement climatique et sa prise en compte en ACV

3.1.1. Changement climatique : définitions et principes

A l'échelle spatiale, le système terrestre, constitué de la planète Terre et de son atmosphère, est un système énergétique ouvert : celui-ci reçoit de l'énergie via le rayonnement solaire, et perd de l'énergie en rayonnant vers l'espace. En moyenne, le bilan radiatif terrestre, qui est la comparaison entre le rayonnement incident issu du Soleil et le rayonnement émis, est quasiment équilibré (Cubasch et al., 2013) ; dit autrement, la résultante des échanges radiatifs entre l'espace et le système terrestre est quasiment nulle. Toutefois, comme le montre la Figure 13, ce bilan radiatif se décompose en différents flux et échanges entre plusieurs compartiments du système terrestre. Parmi ceux-ci, la réflexion directe du rayonnement solaire vers l'espace, par les nuages et la surface terrestre notamment, correspond à environ 30 % du rayonnement incident ; les 70 % restants sont absorbés, échangés et réémis par différentes composantes du système terrestre.

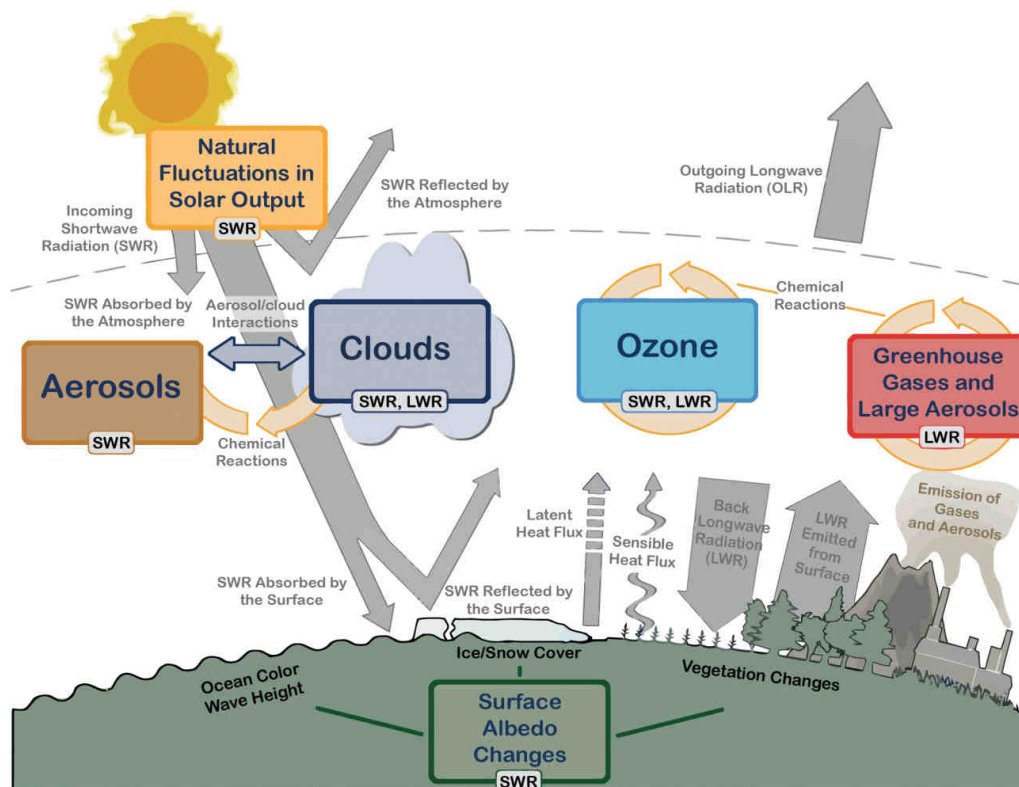


Figure 13 - Principaux flux et échanges d'énergie constituant le bilan radiatif terrestre (Cubasch et al., 2013)

Le phénomène d'effet de serre correspond aux mécanismes qui, au sein des différents échanges du bilan radiatif terrestre, absorbent dans l'atmosphère une part de l'énergie échangée et la transmettent aux plus basses couches, ce qui se traduit par une augmentation de la température au niveau de la surface ; il est généralement considéré qu'en l'absence d'effet de serre, la température moyenne à la surface du globe serait d'environ -18°C , et l'effet de serre permet de porter cette température à environ $+15^{\circ}\text{C}$. Ce phénomène est dû à la présence de certains gaz dans l'atmosphère, dits gaz à effet de serre, dont les principaux sont la vapeur d'eau, le dioxyde de carbone CO_2 , le méthane CH_4 , ou le protoxyde d'azote N_2O .

Les quantités d'énergie échangées au sein de ce bilan radiatif terrestre sont variables dans le temps, créant des déséquilibres ponctuels. Le forçage radiatif est une mesure de ces déséquilibres, et s'exprime comme la différence entre le rayonnement incident reçu et le rayonnement terrestre émis, en watts par mètre carré : lorsque le forçage radiatif est positif, le système terrestre reçoit plus d'énergie du Soleil qu'il n'en réémet vers l'espace, et inversement lorsque le forçage est négatif. Un forçage radiatif peut avoir différentes causes : fluctuation du rayonnement solaire incident, ou modification d'une composante du système terrestre intervenant dans le bilan radiatif terrestre (voir Figure 13), telle que la couverture nuageuse, la couverture en neige ou en glace à la surface, la concentration atmosphérique en gaz à effet de serre ou en aérosols, etc. Quelle que soit son origine, un forçage radiatif, en perturbant l'équilibre radiatif terrestre, peut potentiellement modifier le système climatique, entraînant des mécanismes de rétroaction positive ou négative, qui vont respectivement amplifier ou atténuer le forçage initial, et ainsi finalement imposer un nouvel équilibre climatique, caractérisé notamment par une nouvelle température terrestre moyenne (Cubasch et al., 2013).

Depuis la fin des années 1980, les travaux de l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), ou GIEC en français (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat), ont notamment eu pour objectif de démontrer qu'il existe aujourd'hui un forçage radiatif positif, que celui-ci cause des modifications du climat d'ores et déjà observables, notamment en termes de température moyenne à la surface du globe, et que cette perturbation peut être attribuée aux activités humaines, en particulier par l'émission de gaz à effet de serre impliquant l'augmentation de leur concentration atmosphérique (Myhre et al., 2013). Ce phénomène, appelé changement climatique, désigne donc l'impact des activités humaines sur la nature du climat, à travers la perturbation du bilan radiatif terrestre. La Figure 14 représente la contribution de différents facteurs au forçage radiatif terrestre, sur la période 1750-2011, appelée également ère industrielle. Le forçage radiatif lié aux activités humaines est estimé entre $1,1$ et $3,3 \text{ W.m}^{-2}$, ce qui est

donc prépondérant devant le forçage radiatif terrestre naturel, estimé entre 0,0 et 0,1 W.m^{-2} (Myhre et al., 2013). L'augmentation de la concentration atmosphérique en gaz à effet de serre, notamment le CO_2 , le CH_4 , les hydrocarbures halogénés et le N_2O , constitue le principal contributeur au forçage radiatif terrestre et donc au changement climatique.

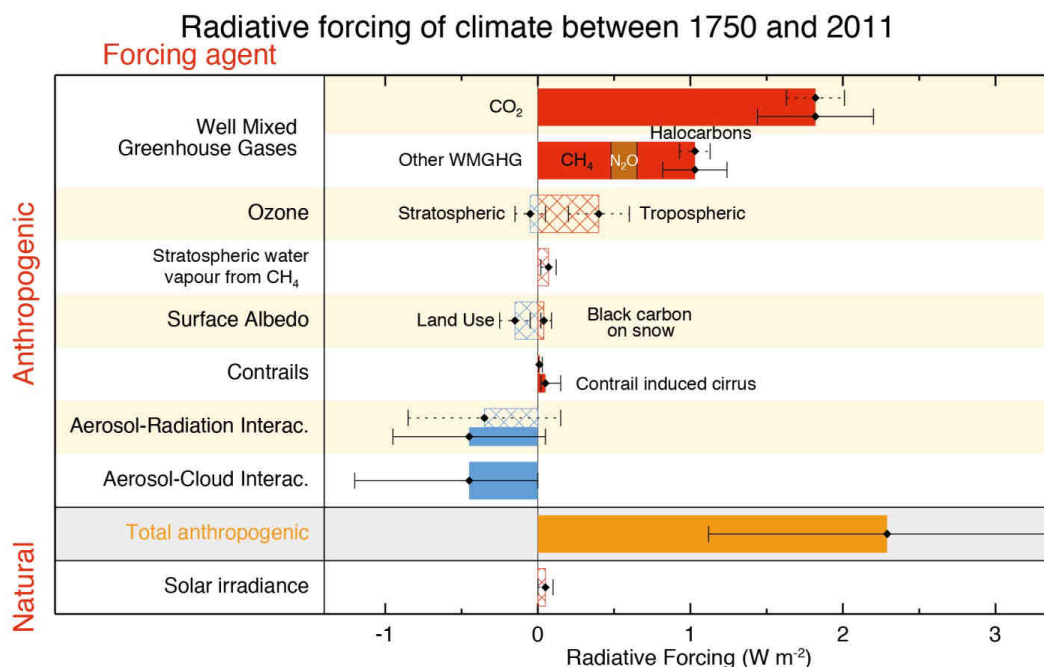


Figure 14 - Evaluation des principaux facteurs de forçage radiatif, anthropique et naturel, sur la période 1750-2011 (Myhre et al., 2013)

3.1.2. Cycle du carbone et puits de carbone

La Figure 14 de la section précédente a montré que les émissions anthropiques de CO_2 et de CH_4 jouent un rôle majeur dans le changement climatique. Or, ces émissions s'intègrent plus généralement dans un cycle global du carbone, qui joue un rôle déterminant dans les échanges de flux carbonés entre l'atmosphère et les autres réservoirs de carbone. L'objectif de cette section est de décrire ce cycle du carbone et de préciser son rôle dans le changement climatique.

L'IPCC distingue usuellement les stocks de carbone en deux grands types : les réservoirs à renouvellement dit rapide, de quelques années à plusieurs millénaires, constitués notamment de l'atmosphère, des océans, des sols et de la végétation, et les réservoirs à renouvellement dit lent, de plus de 10 000 ans, constitués des roches et sédiments (Ciais et al., 2013). Ces derniers représentent des quantités très importantes de carbone, mais leurs échanges avec les réservoirs rapides, à travers l'activité volcanique ou l'érosion par exemple, sont faibles et ne contribuent donc que de façon très marginale au phénomène de changement climatique.

Parmi les réservoirs de carbone dits rapides, les océans forment le stock majoritaire, accumulant 87 % de ce carbone en masse, tandis que l'atmosphère en représente un peu moins de 2 % (voir Figure 15). En comparaison, la biosphère terrestre stocke un peu plus de 5 % du carbone des réservoirs rapides, soit environ trois fois plus que dans l'atmosphère. Ce carbone de la biosphère, appelé également carbone biogénique, se répartit, à l'échelle du globe, entre la biomasse vivante pour environ 20 %, et les matières organiques mortes contenues dans les litières forestières et les sols pour 80 %.

Chaque année, ces réservoirs rapides échangent plus de 200 GtC entre eux. Au sein de ces échanges, la biosphère terrestre est le réservoir le plus actif, avec environ 120 GtC échangés avec l'atmosphère chaque année, via la photosynthèse d'une part, et la respiration et la dégradation des végétaux d'autre part. Les océans, quant à eux, échangent environ 80 GtC avec l'atmosphère chaque année.

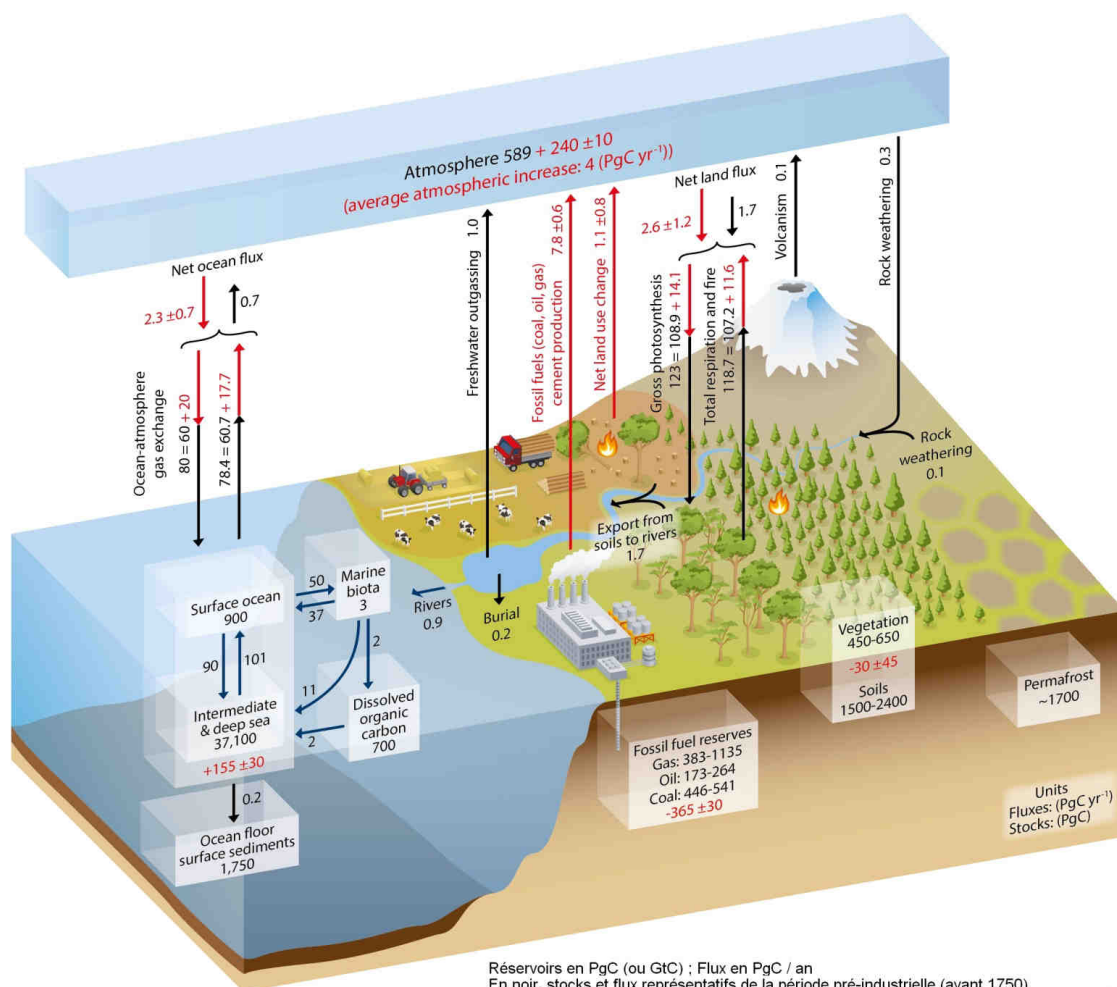


Figure 15 - Schéma simplifié du cycle global du carbone (Ciais et al., 2013)

A ces grands flux de carbone (représentés en noir sur la Figure 15) s'ajoutent, depuis le début de l'ère industrielle, fixé à 1750 dans le cadre des travaux de l'IPCC, les émissions carbonées liées aux activités anthropiques et en grande partie responsables du changement climatique (voir section 3.1 précédente). Pour la décennie 2000-2009, ces émissions sont estimées à environ $8,9 \text{ GtC / an}$, qui se répartissent entre la combustion d'énergies fossiles et l'industrie cimentière pour $7,2$ à $8,4 \text{ GtC / an}$, et le changement net d'affectation des sols pour $0,3$ à $1,9 \text{ GtC / an}$ (voir Figure 15). L'augmentation de carbone dans l'atmosphère a été estimée pour la même période à 4 GtC / an , soit l'équivalent d'environ 45 % des quantités de carbone émises attribuables à l'homme. La différence quantitative entre ces deux éléments, émissions carbonées d'une part et augmentation de la concentration atmosphérique en gaz carbonés d'autre part, est liée à l'activité de la biosphère et des océans en tant que puits de carbone. Pour la décennie 2000-2009, cette séquestration supplémentaire de carbone, par rapport à un état d'équilibre représentatif de la période pré-industrielle, a été estimée à $1,4$ à $3,8 \text{ GtC / an}$ pour la biosphère, et à $1,6$ à $3,0 \text{ GtC / an}$ pour les océans.

3.1.3. Prise en compte du changement climatique en ACV

Mécanismes environnementaux et aires de protection

Le changement climatique est une des catégories d'impact classiquement utilisées en ACV. Les aires de protection qui lui sont généralement associées sont la qualité des écosystèmes et la santé humaine (EC-JRC, 2011). D'après les travaux de l'IPCC (voir section 3.1.1 et Figure 14), les activités humaines contribuent au changement climatique à travers différents facteurs : l'émission de gaz à effet de serre, la modification des concentrations atmosphériques en

ozone troposphérique et stratosphérique, ainsi qu'en vapeur d'eau stratosphérique, l'émission d'aérosols, ou les changements d'usages des sols (Myhre et al., 2013). Ceci peut correspondre et être décrit en ACV par trois mécanismes environnementaux (EC-JRC, 2011 ; Koellner et al., 2013 ; Myhre et al., 2013) :

- L'émission de gaz à effet de serre, incluant à la fois les effets directs de ces gaz sur l'effet de serre et leurs effets indirects sur les concentrations stratosphériques en ozone et vapeur d'eau ;
- L'émission d'agents de forçage de court terme, incluant les aérosols et certains composés affectant la concentration en ozone troposphérique, tels que les oxydes d'azote ou les composés organiques volatils ; et
- L'usage des sols, incluant notamment les modifications des propriétés d'albédo des sols et de leur potentiel de séquestration de carbone, dans les sols et la biomasse aérienne.

Caractérisation du changement climatique au niveau midpoint

A l'heure actuelle, seul le mécanisme lié à l'émission de gaz à effet de serre est inclus dans la pratique de l'ACV (EC-JRC, 2011). Au moment des travaux de l'ILCD, un seul modèle de caractérisation de ce mécanisme était utilisé par l'ensemble des méthodes d'évaluation des impacts revues, basé sur les travaux de l'IPCC : le Pouvoir de Réchauffement Global (PRG), ou Global Warming Potential en anglais (GWP) (voir section 3.2.1). Cet indicateur est recommandé et jugé satisfaisant par l'ILCD (voir section 1.4.2). Depuis les travaux de l'ILCD, l'IPCC a publié en 2013 son cinquième rapport d'évaluation, qui propose désormais de manière complète un second modèle de caractérisation, situé légèrement en aval du mécanisme environnemental en comparaison au PRG : le Pouvoir de modification de la Température Globale (PTG), ou Global Temperature change Potential en anglais (GTP) (Myhre et al., 2013) (voir section 3.2.2). Compte tenu du caractère relativement récent de ce dernier rapport d'évaluation de l'IPCC, il est difficile de prévoir aujourd'hui comment sera concrètement intégré ce second modèle dans les prochaines méthodes d'évaluation des impacts.

Le mécanisme lié à l'émission d'agents de forçage de court terme n'est pas cité dans les travaux de l'ILCD. Toutefois, le cinquième rapport de l'IPCC synthétise les propositions de la littérature pour caractériser l'impact d'émissions de certaines des substances concernées : oxydes d'azote, CO, composés organiques volatils, et aérosols carbonés (Myhre et al., 2013). Les gammes de facteurs obtenues sont exprimées sous forme de PRG, éventuellement régionalisées par continent. En effet, contrairement au mécanisme d'émission de gaz à effet, la caractérisation de ce mécanisme dépend des conditions locales où a lieu l'émission.

Enfin, faute de disponibilité, aucun modèle de caractérisation des mécanismes relevant de l'usage des sols et relatifs au changement climatique n'a été revu dans le cadre des travaux de l'ILCD (voir section 2.4.2).

Caractérisation du changement climatique au niveau endpoint

Au niveau endpoint, les mécanismes et les aires de protection considérés sont variables selon les modèles existants (voir Figure 16). D'une façon générale, les travaux de l'ILCD ont jugé ces modèles trop immatures pour être recommandés (voir section 1.4.2) (EC-JRC, 2011). De plus, les problèmes dont souffrent ces modèles endpoint sont indépendants des enjeux spécifiques aux systèmes de chauffage au bois. Ces modèles de caractérisation ne seront donc pas détaillés plus avant ici.

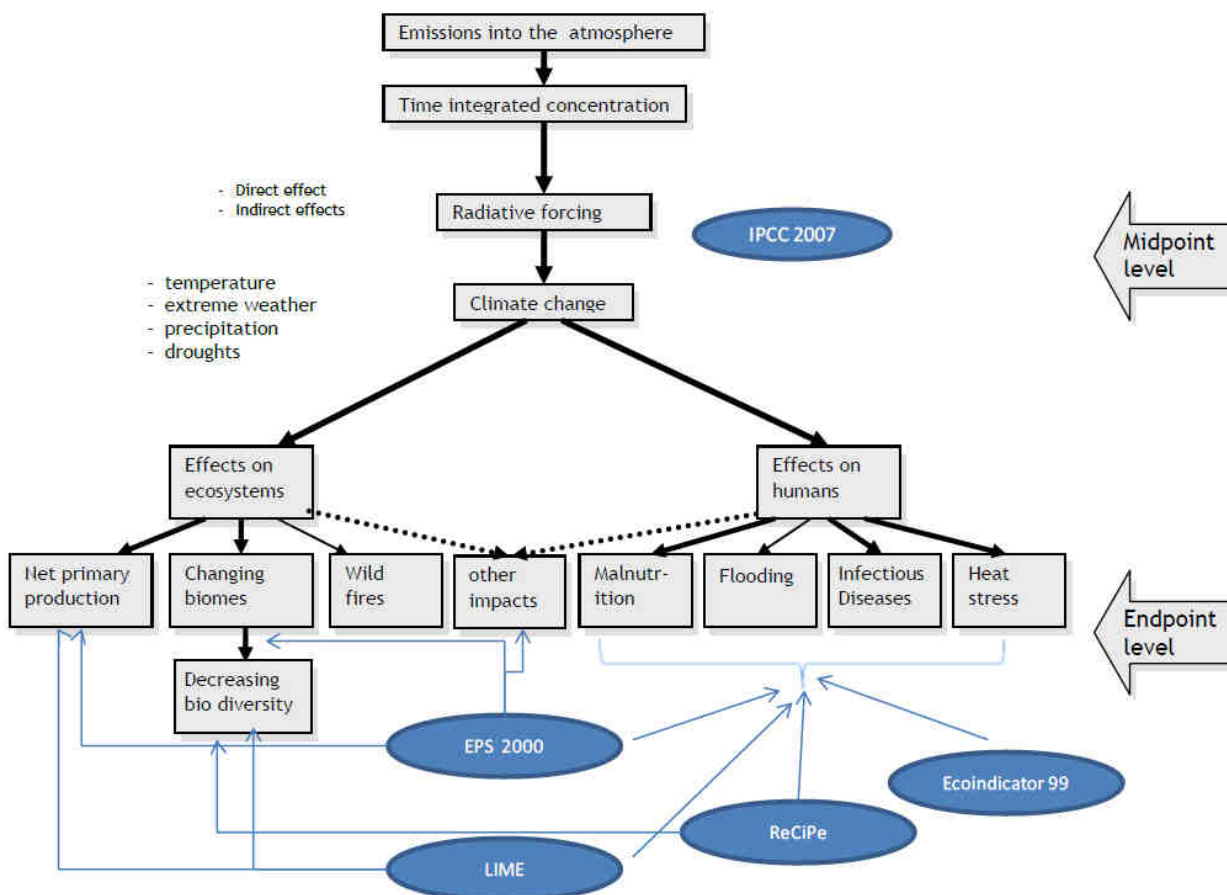


Figure 16 - Mécanisme environnemental lié à l'émission de gaz à effet de serre, et positionnement des principales méthodes de caractérisation existantes (EC-JRC, 2011)

Flux d'inventaire associés à la caractérisation du changement climatique

En accord avec les mécanismes environnementaux associés au changement climatique décrits ci-dessus, trois types de flux d'inventaire doivent être pris en compte pour la caractérisation du changement climatique en ACV :

- L'émission de substances vers l'air, généralement exprimée en kg de substance émise, et plus particulièrement l'émission de gaz à effet de serre, puisque la caractérisation de l'impact d'émissions d'agents de forçage de court terme n'est pas prise en compte dans la pratique actuelle de l'ACV ; et
- Les flux relevant de l'usage des sols, incluant (voir section 2.4.1) :
 - L'occupation des sols, généralement exprimée en ha.an ; et
 - La transformation des sols, généralement exprimée en ha.

3.1.4. Spécificités des systèmes forestiers vis-à-vis de la prise en compte du changement climatique en ACV

Au-delà de l'émission de gaz à effet de serre liée à la combustion de carburants fossiles lors de l'exploitation forestière, les systèmes forestiers peuvent contribuer ou atténuer le changement climatique selon différents processus, couvrant l'ensemble des mécanismes environnementaux décrits à la section 3.1.3 précédente (Matthews et al., 2014) :

- L'émission de gaz à effet de serre : les systèmes forestiers échangent chaque année d'importantes quantités de gaz à effet de serre avec l'atmosphère, captant du CO₂ par l'action de la photosynthèse, émettant du CO₂ par la respiration, et relâchant des gaz à effet de serre par la dégradation ou la valorisation des végétaux ou des produits issus de la forêt (voir section 3.1.2) ;

- L'émission d'agents de forçage de court terme : la forêt est une source naturelle de COV tels que les terpènes ; et
- L'usage des sols : la gestion forestière, intervenant directement sur les accroissements biologiques et les stocks de carbone, ainsi que l'augmentation ou la diminution des surfaces forestières peuvent avoir une incidence importante, positive ou négative, sur le rôle de la biosphère en tant que puits de carbone et sur l'albédo terrestre.

Concernant l'émission d'agents de forçage de court terme, les systèmes forestiers ne présentent pas de spécificités particulières ajoutant des difficultés supplémentaires à la prise en compte de ce mécanisme environnemental en ACV. Concernant l'effet de l'usage des sols sur l'albédo terrestre, les systèmes forestiers font partie des types d'usages des sols à considérer, à distinguer selon différentes pratiques sylvicoles, mais ce mécanisme environnemental reste encore relativement peu traité dans la littérature actuelle (Muñoz et al., 2010 ; Bright et al., 2012 ; Matthews et al., 2014).

Inversement, la prise en compte du potentiel de séquestration de carbone au sein de la biosphère d'une part, et des échanges de gaz à effet de serre entre la biosphère et l'atmosphère d'autre part, soulève plusieurs difficultés dans la pratique actuelle de l'ACV, largement débattues à l'heure actuelle dans la communauté internationale. En effet, ces deux spécificités des systèmes forestiers, qui relèvent plus globalement de la notion de cycle du carbone biogénique, dont les principes et l'importance ont été présentés en section 3.1.2, posent deux défis importants pour l'évaluation en ACV des impacts sur le changement climatique des systèmes forestiers :

- La prise en compte de captations de CO₂, la caractérisation actuelle du changement climatique ayant été construite pour l'évaluation d'émissions de gaz à effet de serre (voir section 3.1.3) ; et
- La prise en compte de la dynamique du cycle du carbone biogénique, la pratique actuelle de l'ACV étant statique, agrégeant dans le temps tous les flux issus de l'inventaire de cycle de vie (voir section 2.3).

En particulier, sur ce dernier point, bien que la biosphère terrestre soit un réservoir de carbone à renouvellement dit rapide (voir section 3.1.2), l'absorption de CO₂ via la photosynthèse et sa réémission dans l'atmosphère, qui constituent le cycle du carbone biogénique, sont deux flux qui peuvent être séparés dans le temps, en conditions tempérées, de plusieurs mois, dans le cas par exemple de la valorisation énergétique d'huiles végétales issues de cultures annuelles oléagineuses, à plusieurs dizaines d'années, dans le cas par exemple de l'utilisation de plaquettes forestières issues de forêts de production. L'évaluation de l'impact de cette dynamique sur le changement climatique fait l'objet d'un nombre croissant de débats et de travaux dans la littérature internationale (Fearnside et al., 2000 ; Moura Costa, Wilson, 2000 ; Kirschbaum, 2006 ; Rabl et al., 2007 ; Levasseur et al., 2010 ; Cherubini, Peters, et al., 2011 ; Levasseur et al., 2012 ; Brandão et al., 2013 ; Pawelzik et al., 2013 ; Levasseur, Brandão, 2014).

Ainsi, différents modèles ont vu le jour et sont disponibles dans la littérature pour la caractérisation de l'impact du cycle du carbone biogénique sur le changement climatique. Ces modèles étant extrêmement variés en termes de principes, de mécanismes pris en compte ou de champs d'application, les sections 3.2 à 3.4 suivantes sont dédiées à la description des principaux modèles existants, en les distinguant selon le mécanisme environnemental étudié et leur caractère spécifique ou non aux enjeux du carbone biogénique, soit :

- Les modèles mis au point pour la caractérisation des émissions de gaz à effet de serre, non spécifiques au carbone biogénique, complétés par les principes de leurs applications aux enjeux particuliers du cycle du carbone biogénique (section 3.2) ;
- Les modèles mis au point spécifiquement pour la caractérisation des émissions de carbone biogénique (section 3.3) ; et
- Les modèles mis au point pour la caractérisation du potentiel de séquestration de carbone lié à l'usage des sols (section 3.4).

Ces modèles seront ensuite analysés de manière critique et comparés en section 3.5.

3.2. Caractérisation en ACV de l'impact sur le changement climatique des émissions de gaz à effet de serre : modèles génériques à tout gaz à effet de serre

Parmi les modèles génériques de caractérisation des émissions de gaz à effet de serre, trois modèles ont été identifiés et sont décrits ci-après : deux modèles issus des travaux de l'IPCC, à savoir les Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG) (voir section 3.2.1) et les Pouvoirs de modification de la Température Globale (PTG) (voir section 3.2.2), et un modèle mis au point dans le cadre du développement de l'ACV dynamique, les PRG dynamiques ou ajustés dans le temps (voir section 3.2.3).

3.2.1. Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG) : cas général d'application aux émissions fossiles

Principe général

Les Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG) constituent le modèle le plus ancien de caractérisation des émissions de gaz à effet de serre, défini dès le premier rapport d'évaluation de l'IPCC en 1990 et mis à jour ensuite à chaque nouveau rapport. L'objectif de la mise au point des PRG est de pouvoir quantifier et comparer l'impact sur le climat de différents gaz à effet de serre. Le modèle repose principalement sur la notion de forçage radiatif (voir section 3.1.1), et caractérise l'impact d'un gaz à effet de serre en évaluant l'effet sur le forçage radiatif terrestre d'une émission ponctuelle. Les PRG obtenus peuvent être interprétés comme une mesure, exprimée de manière relative par rapport au CO_2 , de la quantité d'énergie apportée au système climatique terrestre du fait de l'émission ponctuelle d'un gaz à effet de serre (Myhre et al., 2013).

Obtention des PRG

De façon générale, deux paramètres essentiels sont pris en compte pour le calcul des PRG (Myhre et al., 2013) :

- L'efficacité radiative du gaz à effet de serre considéré, qui dépend de ses propriétés intrinsèques et de sa concentration dans l'atmosphère, voire de la concentration atmosphérique d'autres substances ; et
- La persistance du gaz à effet de serre dans l'atmosphère après une émission ponctuelle, qui dépend de nombreux facteurs de l'environnement, variables selon le gaz à effet de serre, qui vont déterminer la fraction restante du gaz dans l'atmosphère à un temps donné après cette émission ponctuelle.

Le forçage radiatif, noté RF, d'un gaz à effet de serre i donné, à un instant t après son émission ponctuelle, est ainsi calculé par l'équation (2) suivante, où a est l'efficacité radiative du gaz, et f sa fonction de dégradation, exprimé comme la fraction de gaz restante dans l'atmosphère en fonction du temps.

$$RF_i(t) = a_i \cdot f_i(t) \quad (2)$$

En toute rigueur, l'efficacité radiative d'un gaz dépend également du temps, puisque la concentration atmosphérique du gaz évolue dans le temps. Toutefois, par souci de simplification, l'IPCC assimile cette efficacité à une constante, calculée pour la concentration du gaz au moment de l'émission. Ces efficacités sont toutefois mises à jour à chaque rapport d'évaluation de l'IPCC, en tenant compte de l'évolution observée de la concentration atmosphérique du gaz à effet de serre.

La modélisation de la fonction de dégradation dépend du gaz à effet de serre considéré. Pour la plupart des molécules, dont par exemple le CH_4 et le N_2O , cette fonction est représentée par une exponentielle décroissante, caractérisée par une constante de temps τ_i spécifique au gaz i considéré, selon l'équation (3) suivante.

$$f_i(t) = e^{-\frac{t}{\tau_i}} \quad (3)$$

Dans le cas du CO_2 , cette fonction de dégradation est plus complexe et est représentée par quatre termes : trois exponentielles décroissantes, décrivant chacune des processus de dégradation différents, possédant donc des constantes de temps différentes entre elles, et un terme constant, traduisant le fait qu'une fraction du CO_2 émis persistera dans l'atmosphère sur des temps extrêmement longs. Cette fonction de dégradation est donnée par l'équation (4) suivante et est issue d'un modèle appelé modèle de Bern du cycle du carbone, incluant les deux puits de carbone que sont les océans et la biosphère terrestre.

$$f_{\text{CO}_2}(t) = a_0 + a_1 \cdot e^{-\frac{t}{\tau_1}} + a_2 \cdot e^{-\frac{t}{\tau_2}} + a_3 \cdot e^{-\frac{t}{\tau_3}} \quad (4)$$

avec :

- $a_0 = 21,73 \%$
- $a_1 = 22,40 \%$ et $\tau_1 = 394,4$ années
- $a_2 = 28,24 \%$ et $\tau_2 = 36,54$ années
- $a_3 = 27,63 \%$ et $\tau_3 = 4,304$ années

De la même façon que les efficacités radiatives, les fonctions de dégradation des gaz à effet de serre sont mises à jour à chaque nouveau rapport de l'IPCC, afin d'intégrer les nouvelles connaissances disponibles et l'évolution du système bioclimatique. L'effet de ces mises à jour est illustré dans le cas du CO_2 à la Figure 17. Sur cette figure, l'évolution visible entre la fonction de dégradation utilisée pour le premier rapport d'évaluation de 1990 et celle du deuxième rapport de 1995 s'explique principalement par une amélioration du modèle, avec l'adoption du modèle de Bern du cycle du carbone en 1995. Les évolutions successives du deuxième au cinquième rapport sont quant à elles marquées à la fois par une amélioration du modèle de Bern, et par l'augmentation de la valeur de concentration atmosphérique en

CO₂ considérée, conduisant à un effet de saturation des puits de carbone et un allongement de la persistance du CO₂ dans l'atmosphère (Myhre et al., 2013).

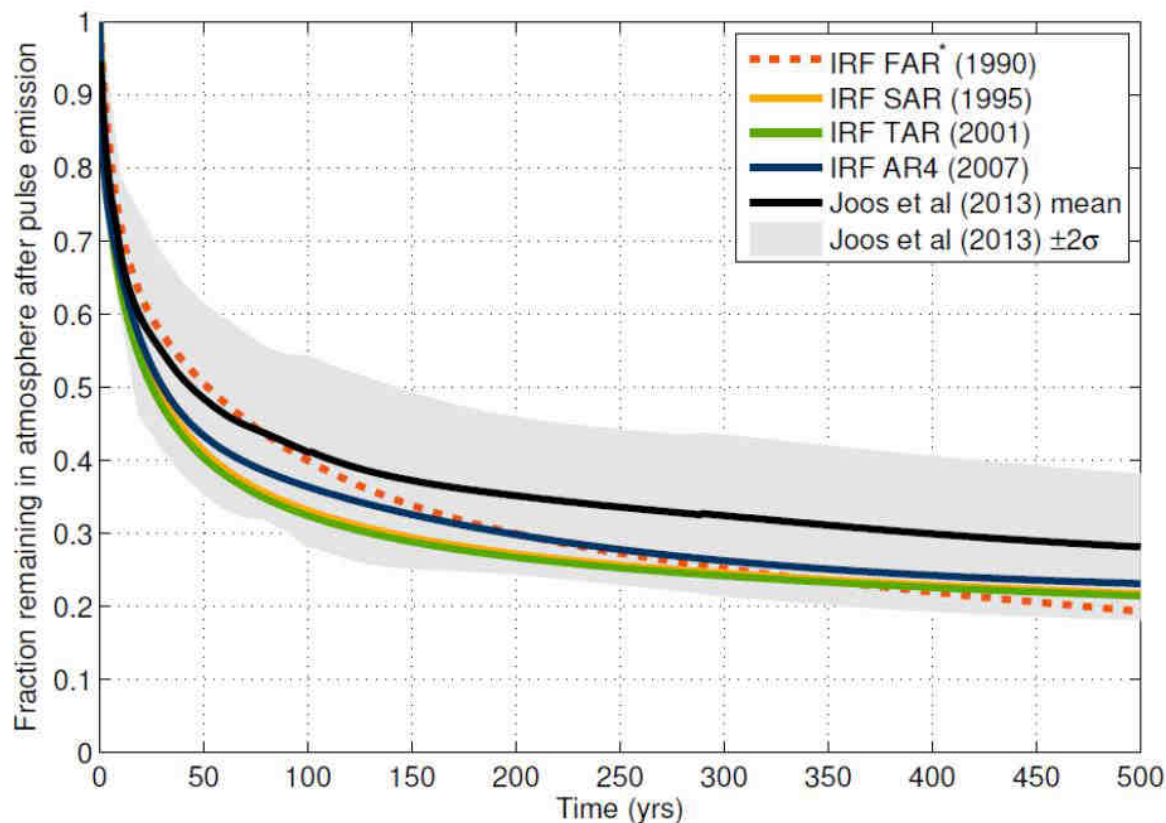


Figure 17 - Evolution de la fonction de dégradation du CO₂ adoptée dans les travaux de l'IPCC, selon le rapport d'évaluation considéré (Myhre et al., 2013)

Une fois l'efficacité radiative et la fonction de dégradation d'un gaz déterminées, le forçage radiatif RF dû à ce gaz peut être calculé selon l'équation (2). Toutefois, ce forçage étant variable en fonction du temps, il ne permet pas directement de comparer différents gaz à effet de serre. Pour cela, il est alors nécessaire de définir un temps d'intégration H , sur lequel va être cumulé le forçage radiatif induit par l'émission ponctuelle. Ceci définit le PRG absolu du gaz i , noté $PRGA_i$, et exprimé comme une intégrale sur le temps du forçage radiatif selon l'équation (5) ci-dessous.

$$PRGA_i = \int_0^H RF_i(t) dt \quad (5)$$

Le choix de l'horizon temporel est un jugement de valeur, qui ne peut pas être réellement justifié par des arguments scientifiques. Ce choix a une influence importante pour la comparaison des effets de différents gaz à effet de serre entre eux, du fait de variations importantes de persistances dans l'atmosphère entre ces gaz. Depuis le premier rapport d'évaluation de l'IPCC, en 1990, jusqu'au quatrième, en 2007, les PRG des différents gaz à effet de serre étaient calculés pour trois horizons temporels : 20, 100, et 500 ans. Le cinquième rapport d'évaluation de 2013 ne considère plus que deux horizons temporels, 20 et 100 ans, du fait notamment des incertitudes croissantes du calcul du forçage radiatif cumulé pour les longs horizons temporels.

Enfin, le PRG d'un gaz i est exprimé de manière relative, par rapport à une substance de référence, le CO₂. L'expression finale de ce PRG est ainsi donnée par l'équation (6) suivante.

$$PRG_i = \frac{PRGA_i}{PRGA_{CO_2}} = \frac{\int_0^H a_i \cdot f_i(t) dt}{\int_0^H a_{CO_2} \cdot f_{CO_2}(t) dt} \quad (6)$$

Mise en œuvre des PRG

Les PRG s'apparentent directement à des facteurs de caractérisation pour la catégorie d'impact du changement climatique (voir section 1.4.1 et équation (1)). Leur mise en œuvre est donc parfaitement adaptée à la pratique de l'ACV, sans contrainte ou difficulté particulière. Le Tableau 4 suivant présente les valeurs de PRG des trois principaux gaz à effet de serre fossiles, le CO₂, le CH₄ et le N₂O, à 20 et 100 ans, selon les derniers travaux de l'IPCC (Myhre et al., 2013).

	PRG (en kgCO ₂ -éq / kg)	
	A 20 ans	A 100 ans
CO ₂	1	1
CH ₄	84	28
N ₂ O	264	265

Tableau 4 - Valeurs des PRG des émissions fossiles de CO₂, CH₄ et N₂O, à 20 et 100 ans, selon le cinquième rapport d'évaluation de l'IPCC (Myhre et al., 2013)

Toutefois, si la définition des PRG ne pose pas de difficulté particulière pour leur application aux émissions fossiles, aucune recommandation claire n'est formulée par les rapports d'évaluation de l'IPCC quant à leur application aux émissions de carbone biogénique. Sur ce sujet, le cinquième rapport d'évaluation de l'IPCC rappelle brièvement les spécificités du cycle du carbone biogénique, mentionne les travaux de recherche en cours, notamment les PRG biogéniques décrits en section 3.3.4 de ce rapport, et conclut sur le besoin de recherche pour évaluer la robustesse et l'applicabilité de ces méthodes.

Parallèlement à ces travaux de recherche, deux approches différentes de prise en compte du cycle du carbone biogénique par les PRG se sont développées dans la littérature : la neutralité carbone, et la comptabilité totale. Ces deux approches sont présentées plus loin, aux sections 3.3.1 et 3.3.2 respectivement.

3.2.2. Pouvoirs de modification de la Température Globale (PTG)

Principe général

Les Pouvoirs de modification de la Température Globale (PTG) sont issus d'un modèle de caractérisation des émissions de gaz à effet de serre développé au cours des années 2000 (Shine et al., 2005). Depuis le cinquième rapport d'évaluation de l'IPCC, paru en 2013, les PRG et les PTG sont présentés au même niveau pour la caractérisation et la comparaison de différentes émissions de gaz à effet de serre (Myhre et al., 2013).

Le PTG est défini comme la modification de la température moyenne globale à la surface de la Terre, à une date donnée dans le temps, en réponse à une émission ponctuelle de gaz à effet de serre. En comparaison aux PRG, ce niveau de caractérisation est donc placé plus en aval du mécanisme environnemental, et tient compte de phénomènes climatiques exclus du calcul des PRG, tels que la sensibilité du climat et les échanges de chaleur entre l'atmosphère et les océans (Myhre et al., 2013). De la même façon que les PRG, les PTG sont exprimés de manière relative à une molécule de référence, le CO₂.

Obtention des PTG

En comparaison aux PRG, le calcul des PTG est plus complexe, et son adaptation aux enjeux liés au carbone biogénique est aujourd'hui très limitée, du fait du caractère plus récent de ce modèle. Par conséquent le détail de leur modélisation ne sera pas traité ici. Toutefois, les principaux éléments de cette modélisation peuvent être résumés de la façon suivante, en soulignant en particulier les principaux points communs et différences avec la modélisation par les PRG (Myhre et al., 2013) :

- De la même façon que pour le PRG, le calcul du PTG, tel que proposé dans le cinquième rapport de l'IPCC, est établi en réponse à une émission ponctuelle de gaz à effet de serre. Un calcul des PTG basé sur une émission continue des gaz à effet de serre a toutefois également été proposé dans la littérature (Shine et al., 2005).
- Comme pour le PRG, le calcul du PTG nécessite un jugement de valeur à travers le choix d'un horizon temporel. Toutefois, le rôle de cet horizon temporel est différent ici puisqu'il permet de fixer une référence pour laquelle sera calculée la différence de température due à l'émission étudiée, tandis que cet horizon sert à définir une période sur laquelle sera cumulé le forçage radiatif dû à une émission dans le cas du PRG. Dans cinquième rapport de l'IPCC, le calcul des PTG est réalisé pour trois horizons temporels : 20, 50, et 100 ans.

Comme précédemment, ce choix a une influence importante pour la comparaison de différents gaz à effet de serre entre eux.

- En décrivant un niveau plus aval du mécanisme environnemental en comparaison au PRG, le PTG permet d'être plus complet dans la modélisation de la réponse climatique à une émission de gaz à effet de serre, ce qui permet d'avoir une représentation plus dynamique du système climatique dans la caractérisation des gaz à effet de serre.
- Enfin, de façon similaire aux éléments précisés de façon générale à la section 1.4 lors de la définition des indicateurs midpoint et endpoint, le GTP, sans être un indicateur de dommages, donne plus de sens au changement climatique en exprimant un écart de température, en comparaison au PRG, qui se limite à l'expression d'un forçage radiatif. Toutefois, ceci s'accompagne d'incertitudes plus importantes dans la modélisation du PTG que dans celle du PRG.

Afin de mieux appréhender les différences entre PRG et PTG, la Figure 18 représente l'évolution des deux paramètres clés de la définition de ces indicateurs : le forçage radiatif, utilisé pour le calcul du PRG, et le changement de température moyenne, utilisé pour le calcul du PTG, pour trois mêmes gaz : le CO₂ (en bleu), et deux gaz hypothétiques (en vert et rouge) possédant des fonctions de dégradation et des efficacités radiatives différentes de celles du CO₂. Le PRG (Figure 18a) correspond alors à un rapport de surfaces hachurées, délimitées par les courbes de forçage radiatif et l'horizon temporel choisi ; le PTG (Figure 18b) correspond à un rapport de valeurs, définies par la modification de température obtenue pour un horizon temporel donné.

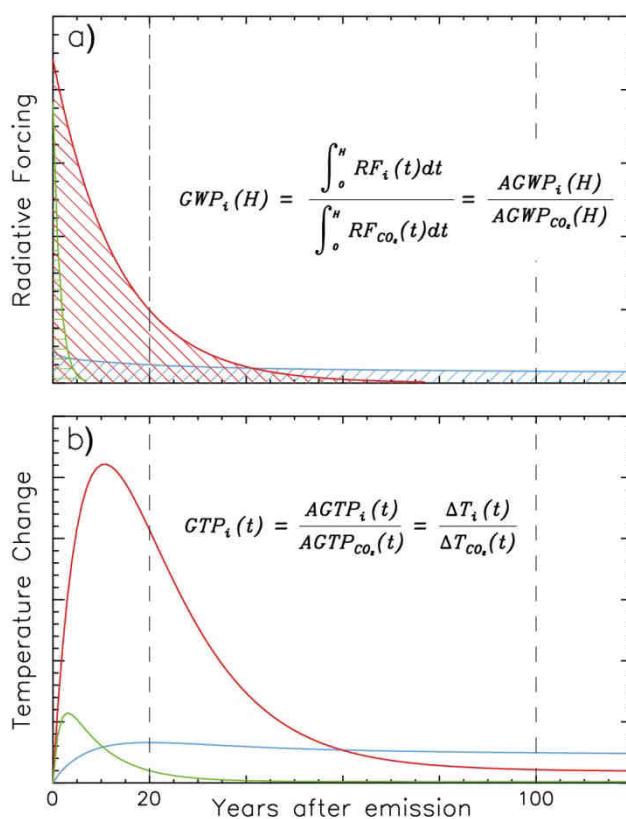


Figure 18 - Evolutions temporelles des effets d'une émission ponctuelle de gaz à effet de serre sur (a) le forçage radiatif terrestre, et (b) le changement de la température moyenne à la surface du globe - Cas du CO₂ (en bleu), et de deux molécules hypothétiques à durées de vie courtes (en vert et rouge) (Myhre et al., 2013)

Mise en œuvre des PTG

De la même façon que les PRG, les PTG s'apparentent directement à des facteurs de caractérisation, et leur emploi est donc parfaitement adapté à la pratique de l'ACV. Le Tableau 5 suivant regroupe, pour les différents horizons temporels considérés par le cinquième rapport d'évaluation de l'IPCC, les valeurs de PTG du CO₂, CH₄, et N₂O, ainsi que celles de PRG pour comparaison. Par définition, les PRG et les PTG du CO₂ sont toujours de 1. Selon le choix de l'indicateur et le choix de l'horizon temporel, la comparaison entre les trois gaz à effet de serre peut varier de façon importante.

	PRG (en $\text{kgCO}_2\text{-}\text{eq} / \text{kg}$)		PTG (en $\text{kgCO}_2\text{-}\text{eq} / \text{kg}$)		
	A 20 ans	A 100 ans	A 20 ans	A 50 ans	A 100 ans
CO_2	1	1	1	1	1
CH_4	84	28	67	14	4
N_2O	264	265	277	282	234

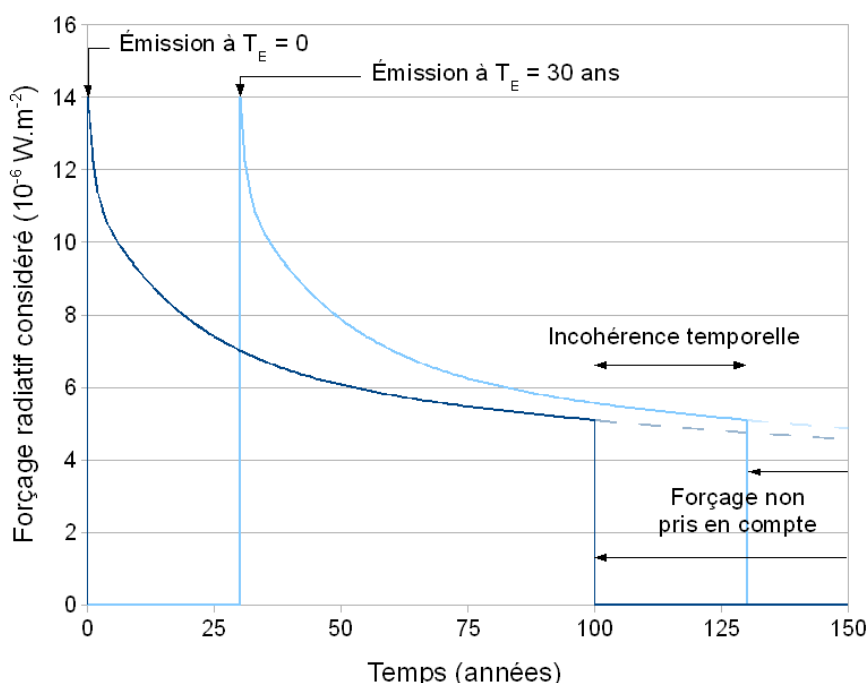
 Tableau 5 - Valeurs des PRG et PTG du CO_2 , CH_4 et N_2O , selon différents horizons temporels (Myhre et al., 2013)

3.2.3. PRG dynamiques ou ajustés dans le temps

Principe général

Les travaux relatifs aux PRG dynamiques ou ajustés dans le temps s'inscrivent plus globalement dans le cadre du développement de l'ACV dynamique (voir section 2.3). Plus particulièrement, les PRG ajustés dans le temps visent à fournir une méthode de caractérisation des impacts sur le changement climatique permettant une différenciation temporelle des émissions.

Le point de départ de ce type d'approche est la constatation que l'utilisation des PRG classiques, décrits en section 3.2.1, n'est pas adaptée pour l'étude d'émissions de gaz à effet de serre décalées dans le temps ou de profils d'émissions, puisque cela crée une incohérence temporelle liée à l'horizon temporel définissant ces PRG (Benoist, Dron, 2009 ; Levasseur, 2011 ; Kendall, 2012). Ce constat est représenté à la Figure 19, dans le cas de deux émissions ponctuelles de CO_2 et de PRG définis pour un horizon temporel de 100 ans (Benoist, 2009). La première émission de CO_2 a lieu à l'année 0, et sa contribution au changement climatique, par définition du PRG, correspond à son forçage radiatif cumulé entre 0 et 100 ans ; la seconde émission a lieu à l'année 30, et sa contribution au changement climatique est alors déterminée par son forçage radiatif cumulé entre 30 et 130 ans. L'incohérence temporelle relevée tient au fait qu'entre 100 et 130 ans, le forçage radiatif de la première émission n'est plus pris en compte, tandis que celui de la seconde émission l'est.


 Figure 19 - Incohérence temporelle liée à l'utilisation des PRG pour l'étude d'émissions décalées dans le temps : cas du CO_2 , pour un horizon temporel de 100 ans (Benoist, 2009)

Le principe de base de la définition des PRG ajustés dans le temps, représenté à la Figure 20, est de résoudre cette incohérence temporelle, en fixant l'horizon temporel définissant les PRG, quelle que soit l'année d'émission considérée. Le PRG ajusté dans le temps d'un gaz à effet de serre est alors défini par son forçage radiatif cumulé entre son année

d'émission et l'horizon temporel fixé. Si l'année d'émission est postérieure à l'horizon temporel fixé, le PRG attribué à cette émission est alors nul.

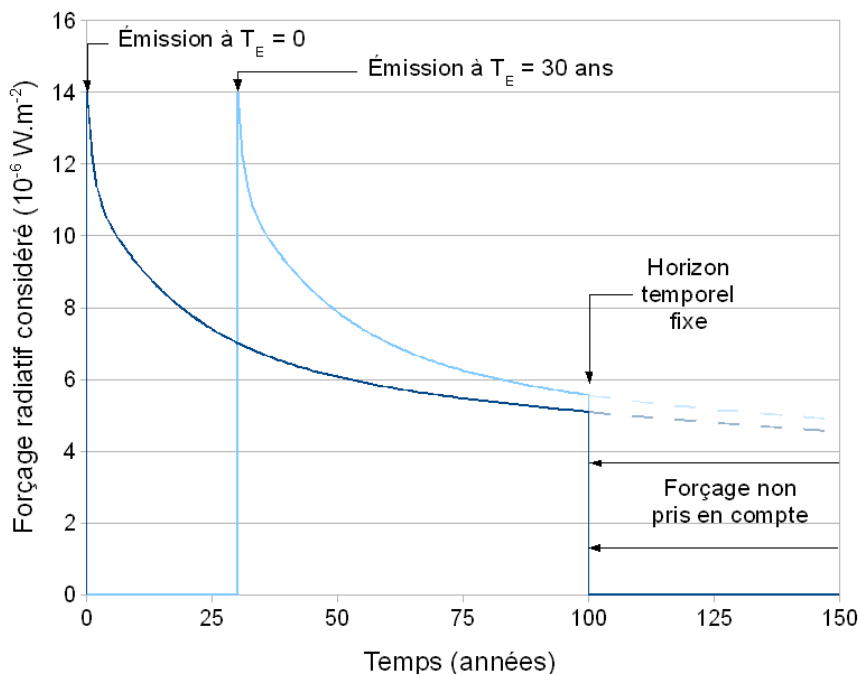


Figure 20 - Principe de définition des PRG ajustés dans le temps, définissant un horizon temporel fixe quel que soit l'année d'émission (Benoist, 2009)

Obtention des PRG ajustés dans le temps

Pour calculer les valeurs de PRG ajustés dans le temps PRG_{at} , l'équation (6) de la section 3.2.1, définissant le PRG d'un gaz à effet de serre i pour un horizon temporel H , peut être déclinée, selon le principe exposé ci-dessus, pour l'émission d'un gaz i ayant lieu à un temps T_E , de la façon donnée par l'équation (7) suivante :

$$\begin{cases} PRG_{at,i,émis \text{ à } T_E} = \frac{\int_{T_E}^H a_i \cdot f_i(t - T_E) dt}{\int_0^H a_{CO_2} \cdot f_{CO_2}(t) dt} & \text{si } T_E < H \\ PRG_{at,i,émis \text{ à } T_E} = 0 & \text{si } T_E \geq H \end{cases} \quad (7)$$

En supposant que la fonction de dégradation f_i du gaz i est indépendante du temps d'émission, cette équation (7) peut être exprimée selon l'équation (8) suivante (Benoist, 2009 ; Kendall, 2012) :

$$\begin{cases} PRG_{at,i,émis \text{ à } T_E} = \frac{\int_0^{H-T_E} a_i \cdot f_i(t) dt}{\int_0^H a_{CO_2} \cdot f_{CO_2}(t) dt} & \text{si } T_E < H \\ PRG_{at,i,émis \text{ à } T_E} = 0 & \text{si } T_E \geq H \end{cases} \quad (8)$$

Cette équation (8) peut alors être simplifiée de la façon donnée dans l'équation (9) suivante, en introduisant les PRG ajustés dans le temps émis à $T_E = 0$, qui, par définition, sont les PRG conventionnels de l'IPCC (voir Tableau 5).

$$\begin{cases} PRG_{at,i,émis \text{ à } T_E} = \left(\frac{\int_0^{H-T_E} f_i(t) dt}{\int_0^H f_i(t) dt} \right) \cdot PRG_i & \text{si } T_E < H \\ PRG_{at,i,émis \text{ à } T_E} = 0 & \text{si } T_E \geq H \end{cases} \quad (9)$$

Le calcul des PRG ajustés dans le temps, pour tout gaz à effet de serre, toute année d'émission et tout horizon temporel, peut donc être obtenu à partir de cette équation (9) ainsi que des fonctions de dégradation et des valeurs de PRG fournies par l'IPCC (Myhre et al., 2013). Différents exemples de valeurs de ces PRG ajustés dans le temps, pour des émissions de CO_2 , CH_4 et N_2O , à différentes dates d'émission, et selon les deux horizons temporels de 20 et 100 ans proposés par l'IPCC, sont donnés dans le Tableau 6. Pour un horizon temporel de 100 ans, la Figure 21 présente l'évolution des PRG ajustés dans le temps d'émissions de CO_2 , CH_4 et N_2O , en fonction de leur date d'émission.

	PRG ajustés dans le temps					
	A 20 ans			A 100 ans		
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Gaz émis à T _E = 0 an ⁽¹⁾	1,00	84,0	264	1,00	28,0	265
Gaz émis à T _E = 1 an	0,96	82,2	252	0,99	28,0	263
Gaz émis à T _E = 5 ans	0,79	73,6	202	0,96	28,0	256
Gaz émis à T _E = 10 ans	0,56	58,1	137	0,92	28,0	247
Gaz émis à T _E = 20 ans	0	0	0	0,84	28,0	228
Gaz émis à T _E = 50 ans	0	0	0	0,58	27,5	159
Gaz émis à T _E = 80 ans	0	0	0	0,27	22,4	71,8
Gaz émis à T _E = 100 ans	0	0	0	0	0	0

⁽¹⁾ : Cette ligne correspond aux PRG conventionnels de l'IPCC.

Tableau 6 - Valeurs des PRG ajustés dans le temps d'émissions de CO₂, CH₄ et N₂O, à 20 et 100 ans, à différentes dates d'émissions, selon les données du cinquième rapport de l'IPCC (Myhre et al., 2013)

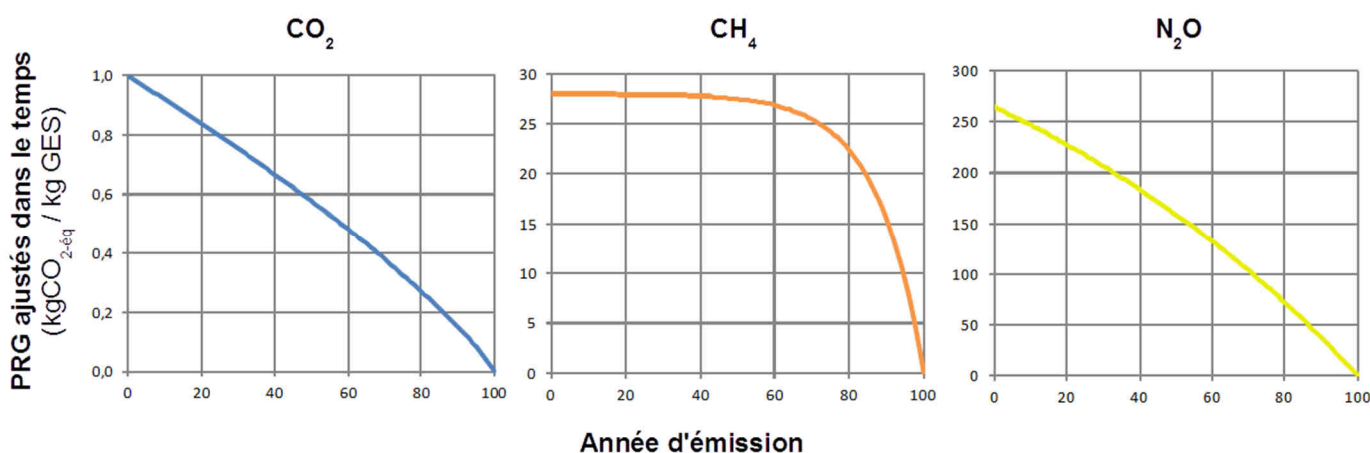


Figure 21 – Evolution des valeurs de PRG ajustés dans le temps d'émissions de CO₂, CH₄ et N₂O, selon leur année d'émission, pour un horizon temporel à 100 ans

Mise en œuvre

D'une façon générale, les PRG ajustés dans le temps contribuent au développement de la différenciation temporelle en ACV et à l'ACV dynamique (voir section 2.3). Ils permettent alors d'évaluer tout profil d'émissions de gaz à effet de serre.

Les PRG ajustés dans le temps nécessitent alors de disposer d'un inventaire annualisé d'émissions pour pouvoir être appliqués. A titre d'exemple, le Tableau 7 présente deux calculs d'impact, selon les PRG à 100 ans et les PRG ajustés dans le temps à 100 ans, pour deux profils d'émissions A et B représentant une émission totale de 100 kg de CO₂ : une émission constante de CO₂ de 10 kg de CO₂ par an pendant 10 ans (profil A), et une émission progressive de CO₂ pendant 10 ans (profil B). Dans le cas des PRG, disposer d'un inventaire annualisé n'est pas nécessaire puisque la caractérisation de l'impact est indépendante de l'année d'émission ; le résultat d'impact obtenu est alors de 100 kg CO₂-éq pour les deux profils d'émissions. Inversement, dans le cas des PRG ajustés dans le temps, chaque émission est caractérisée de façon différente selon son année d'émission, ce qui nécessite d'avoir accès à cette information ; selon la forme du profil d'émissions considéré, le résultat d'impact obtenu varie alors, valant ici 96,4 kg CO₂-éq pour le profil A, et 94,8 kg CO₂-éq pour le profil B.

Année d'émission	Quantité de CO ₂ émise (kg CO ₂)		Valeur du PRG à 100 ans (kg CO ₂ -éq / kg CO ₂)	Impact des émissions, calculé par PRG à 100 ans (kg CO ₂ -éq)		Valeur du PRG ajusté dans le temps à 100 ans (kg CO ₂ -éq / kg CO ₂)	Impact des émissions, calculé par PRG ajustés dans le temps à 100 ans (kg CO ₂ -éq)	
	A	B		A	B		A	B
0	10	0	1	10	0	1,0	10,0	0,0
1	10	0	1	10	0	0,99	9,9	0,0
2	10	0	1	10	0	0,98	9,8	0,0
3	10	10	1	10	10	0,98	9,8	9,8
4	10	10	1	10	10	0,97	9,7	9,7
5	10	10	1	10	10	0,96	9,6	9,6
6	10	10	1	10	10	0,95	9,5	9,5
7	10	20	1	10	20	0,94	9,4	18,8
8	10	20	1	10	20	0,94	9,4	18,8
9	10	20	1	10	20	0,93	9,3	18,6
Total	100	100		100	100		96,40	94,80

Tableau 7 - Exemple de calculs d'impact de deux profils d'émissions de CO₂, évalués par PRG à 100 ans et PRG ajustés dans le temps à 100 ans

Les spécificités de la mise en œuvre des PRG ajustés dans le temps pour la prise en compte du cycle du carbone biogénique seront décrites à la section 3.3.3.

3.3. Caractérisation en ACV de l'impact sur le changement climatique des émissions de gaz à effet de serre : modèles spécifiques au carbone biogénique

Les modèles décrits à la section 3.2 précédente ont été développés de façon générale, pour la caractérisation de l'impact de toute émission de gaz à effet de serre sur le changement climatique. La présente section est également dédiée à la caractérisation des émissions de gaz à effet de serre, mais se focalise sur les enjeux spécifiques à la prise en compte du cycle du carbone biogénique. Pour cela, les sections 3.3.1 à 3.3.3 reprennent les modèles de PRG et PRG ajustés dans le temps décrits à la section précédente, mais en s'intéressant à leur application aux spécificités du cycle du carbone biogénique, tandis que les sections 3.3.4 et 3.3.5 traitent de modèles développés spécifiquement pour la prise en compte des émissions de CO₂ biogénique, soit respectivement les PRG biogéniques et les facteurs de comptabilisation biogénique, développés par l'EPA.

3.3.1. Neutralité carbone : application des PRG aux spécificités du cycle du carbone biogénique via l'approche de la neutralité carbone

Principe général de l'application

Le principe initial de cette approche est de considérer que, puisque le carbone biogénique s'inscrit dans un cycle et est issu d'un réservoir dit à renouvellement rapide, chaque émission de carbone biogénique correspond à une absorption équivalente de CO₂, proche dans le temps, via la photosynthèse. Puisqu'en ACV usuellement, toutes les émissions sont agrégées dans l'espace et dans le temps (voir section 2.3), ces deux flux, absorption d'une part et émission d'autre part, peuvent être agrégés spécifiquement afin d'opérer à une simplification comptable.

Mise en œuvre

La mise en œuvre de la neutralité carbone dépend de la forme sous laquelle est émis le carbone biogénique. Dans le cas d'une émission de CO₂, la simplification comptable est totale : une certaine quantité de CO₂ est absorbée par photosynthèse, et cette même quantité est émise également sous forme de CO₂. Sous l'hypothèse de neutralité carbone, les émissions de CO₂ biogénique ne contribuent donc pas au changement climatique, et cette simplification permet de ne considérer au cours de l'inventaire de cycle de vie ni l'activité photosynthétique, ni les émissions de CO₂ biogénique.

Dans le cas d'une émission de CH₄, l'émission de carbone biogénique n'est pas parfaitement équivalente à l'absorption photosynthétique de CO₂ vis-à-vis du changement climatique. En effet, quel que soit l'horizon temporel choisi, le PRG du CH₄ est toujours plus important que celui du CO₂ (voir Tableau 5), ce qu'il faut prendre en compte. A l'échelle d'un atome de carbone, le cycle du carbone signifie que pour chaque molécule de CH₄ biogénique émise, une molécule de CO₂ a été préalablement absorbée. Les masses molaires du CH₄ et du CO₂ étant respectivement de 16 g / mol et 44 g / mol, pour chaque kg de CH₄ biogénique émis, 2,75 kg de CO₂ ont été préalablement absorbés. En agrégeant dans le temps ces deux flux, il peut être défini un PRG du CH₄ biogénique, qui correspond au PRG du CH₄ réduit de 2,75 kgCO_{2-éq} / kg. Sous l'hypothèse de neutralité carbone, les émissions de CH₄ biogénique contribuent au changement climatique, mais avec un PRG plus faible que celui du CH₄ fossile ; la simplification comptable de la neutralité carbone permet alors de ne pas considérer au cours de l'inventaire de cycle de vie l'activité photosynthétique, et nécessite de prendre en compte le CH₄ biogénique, auquel sera attribué un facteur de caractérisation adapté pour évaluer sa contribution au changement climatique.

Sous l'hypothèse de neutralité carbone, les valeurs de PRG présentées dans le Tableau 5 sont alors adaptées, selon les valeurs données dans le Tableau 8 suivant. Les captations de CO₂ ne sont pas considérées car elles sont directement intégrées dans les valeurs de PRG.

	PRG (en kgCO _{2-éq} / kg)	
	A 20 ans	A 100 ans
CO ₂ fossile	1	1
CO ₂ biogénique	0	0
CH ₄ fossile	84	28
CH ₄ biogénique	81,25	25,25
N ₂ O	264	265

Tableau 8 - Valeurs des PRG des émissions de CO₂ fossile, CO₂ biogénique, CH₄ fossile, CH₄ biogénique et N₂O, à 20 et 100 ans, sous l'hypothèse de neutralité carbone

3.3.2. Comptabilité totale : application des PRG aux spécificités du cycle du carbone biogénique via l'approche de la comptabilité totale

Principe général de l'application

La simplification comptable que constitue la neutralité carbone a été critiquée à plusieurs reprises dans la littérature (Rabl et al., 2007 ; Christensen et al., 2009 ; Johnson, 2009 ; Levasseur, Brandão, 2014). En effet, différents cas de difficultés voire d'erreurs de comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre ont pu être identifiés et attribués à l'hypothèse de neutralité carbone : gestion de la fin de vie de produits issus du végétal, prise en compte de l'impact du changement d'affectation des sols sur les stocks de carbone, mise en place de procédés de capture et séquestration sur des émissions de carbone biogénique, etc.

La solution la plus simple alors pour éviter ces difficultés est de ne pas appliquer la neutralité carbone, et ainsi de comptabiliser l'ensemble des flux de carbone, biogénique ou non, au cours de l'inventaire. Dans les cas où l'hypothèse de neutralité carbone aurait été pertinente, tels que l'étude de systèmes de biomasse énergie sans atteinte aux stocks de carbone dans les sols ou la biomasse aérienne et sans co-produit, la comptabilisation totale du carbone ne modifie pas les résultats finaux par rapport à l'emploi de la neutralité carbone, mais permet de faire apparaître explicitement le flux de carbone biogénique. Inversement, dans le cas où l'hypothèse de neutralité carbone n'aurait pas été appropriée, la comptabilisation du carbone permet d'obtenir naturellement le résultat correct (Rabl et al., 2007). A l'heure actuelle, de nombreux guides pratiques ou référentiels, tels que les recommandations de l'ILCD ou le BP X30-323 de l'ADEME-AFNOR, recommandent de ne pas appliquer le principe de neutralité carbone et de comptabiliser l'ensemble des flux de carbone au cours de l'inventaire de cycle de vie (Levasseur, Brandão, 2014).

Mise en œuvre

Sous ce type d'approche, les captations de CO₂ peuvent être considérées ou non, selon le type de gestion de la ressource. Lorsqu'elles sont effectivement comptabilisées, ces captations sont assimilées à des émissions négatives. De plus, comme explicité par la norme NF EN 16485 relative aux déclarations environnementales des produits bois dans la construction, ces captations sont généralement considérées comme des propriétés intrinsèques de ces produits, calculées sur la base de la teneur en carbone de la matière végétale considérée (AFNOR, 2014).

La comptabilisation totale du carbone biogénique requiert alors de prendre des précautions particulières pour la résolution des problèmes de multifonctionnalité (Guinée et al., 2009). En effet, dans un tel cas, il est nécessaire de bien appliquer le principe de causalité physique lors de la mise en œuvre de l'affectation (voir section 1.3), afin d'éviter d'éventuelles incohérences entre la comptabilisation du carbone réalisée et le principe de considération de la captation de CO₂ comme propriété intrinsèque des produits. La mise en œuvre de cette méthode de comptabilisation totale peut se révéler assez aisée, mais requiert alors de disposer des informations nécessaires (masse volumique, humidité, teneur en carbone, etc).

Ceci peut être illustré par un exemple simplifié : un cas d'affectation économique appliquée à la co-production de sciages et de connexes dans une scierie. Il sera considéré ici que 2 m³ de grume entrant dans cette scierie correspondent à 1 t de bois sec, et à un crédit de 2 t de CO₂ dû au prélèvement photosynthétique en forêt. La transformation de ces 2 m³ permet d'obtenir 1 m³ de sciages, qui sera vendu 90 EUR, et 1 m³ de connexes (en équivalent bois massif), qui sera vendu 10 EUR. Une affectation économique permet alors de déterminer que 90 % des impacts du système doivent être alloués aux sciages, et 10 % aux connexes. Or si l'affectation économique est directement appliquée sans prise en compte de la causalité physique, le crédit de CO₂ dû au prélèvement photosynthétique va lui aussi être réparti pour 90 % aux sciages et pour 10 % aux connexes. Un crédit de 0,2 t de CO₂ sera alors alloué au mètre cube de connexes, et un crédit de 1,8 t de CO₂ au mètre cube de sciages. Il y alors une incohérence entre le contenu carbone des deux produits, supposé identique, et le crédit de CO₂ alloué à ces produits. Pour éviter cela, il est nécessaire de bien allouer un crédit de 1 t de CO₂ par m³ de chacun des deux produits avant de procéder à l'affectation économique.

3.3.3. PRG ajustés dans le temps : application aux spécificités du cycle du carbone biogénique

Principe général de l'application

Le concept de PRG ajustés dans le temps a été appliqué plusieurs fois dans la littérature à des systèmes à base de biomasse, pour l'énergie ou la construction (Benoist, Dron, 2009 ; Benoist, 2009 ; Levasseur et al., 2010 ; Levasseur, 2011 ; Brandão et al., 2013 ; Levasseur et al., 2013). En effet, l'objectif du développement des PRG ajustés dans le temps est de permettre d'introduire une différenciation temporelle en ACV dans la caractérisation des impacts des émissions de gaz à effet de serre sur le changement climatique (voir section 3.2.3) ; ceci se prête donc bien à la prise en compte du cycle du carbone biogénique, dont l'un des enjeux est justement de tenir compte de la dynamique de ce cycle (voir section 3.1.4).

L'application des PRG ajustés dans le temps aux enjeux du carbone biogénique consiste alors à traduire le cycle du carbone biogénique en un profil d'émission, dont l'impact peut alors être évalué. La différenciation temporelle introduite par les PRG ajustés dans le temps permet de prendre en compte de façon différente captation et émission de CO₂ biogénique, selon les moments respectifs où ces flux ont lieu et donc selon la durée du cycle du carbone dans lesquels ils s'inscrivent.

Mise en œuvre

La mise en œuvre des PRG ajustés dans le temps au cycle du carbone biogénique nécessite d'assimiler les captations de CO₂ biogénique à des émissions négatives, tel que cela peut être fait dans l'approche de comptabilité totale (voir section 3.3.2). Un profil d'émissions peut alors être obtenu et évalué tel que cela a été décrit à la section 3.2.3. D'une façon générale, tout profil d'émissions, et donc toute représentation du cycle du carbone, peut être évalué par les PRG ajustés dans le temps. Ceci peut être illustré par les trois exemples simplifiés suivants, décrivant chacun des produits représentant un cycle de 100 kg de carbone :

- Pour l'étude d'un premier système, l'exploitation d'une forêt primaire gérée de façon durable est considérée. A l'année 0, la récolte de bois équivalent à 100 kg de carbone a lieu ; la totalité de ce carbone est supposée être émise la même année sous forme de CO₂. La reconstitution de cette quantité de bois récoltée s'effectue en 20 ans. L'accroissement correspondant est modélisé de façon linéaire. Le détail du calcul de l'impact de cette quantité de bois récolté selon cette représentation du cycle du carbone, via l'utilisation des PRG ajustés dans le temps à 100 ans, est donné au Tableau 9. Le résultat obtenu s'élève à + 30,6 kg CO_{2-ég} pour cette quantité de bois récolté équivalente à 100 kg de carbone.

Année	Variation annuelle de stock de carbone en forêt (kg C / an)	Flux de CO ₂ (kg CO ₂ / an)	Valeur du PRG ajusté dans le temps à 100 ans du CO ₂ (kg CO _{2-ég} / kg CO ₂)	Impact du flux de CO ₂ , évalué via PRG ajusté dans le temps à 100 ans (kg CO _{2-ég})
0	- 100	+ 366,7	1,0	+ 366,7
1	+ 5	- 18,3	0,99	- 18,2
2	+ 5	- 18,3	0,98	- 18,0
3	+ 5	- 18,3	0,98	- 17,9
4	+ 5	- 18,3	0,97	- 17,8
5	+ 5	- 18,3	0,96	- 17,6
6	+ 5	- 18,3	0,95	- 17,5
7	+ 5	- 18,3	0,94	- 17,3
8	+ 5	- 18,3	0,94	- 17,2
9	+ 5	- 18,3	0,93	- 17,0
10	+ 5	- 18,3	0,92	- 16,9
11	+ 5	- 18,3	0,91	- 16,7
12	+ 5	- 18,3	0,90	- 16,6
13	+ 5	- 18,3	0,90	- 16,4
14	+ 5	- 18,3	0,89	- 16,3
15	+ 5	- 18,3	0,88	- 16,1
16	+ 5	- 18,3	0,87	- 16,0
17	+ 5	- 18,3	0,86	- 15,8
18	+ 5	- 18,3	0,86	- 15,7
19	+ 5	- 18,3	0,85	- 15,5
20	+ 5	- 18,3	0,84	- 15,4
Total	0			+ 30,6

Tableau 9 - Détail du calcul d'impact, par PRG ajustés dans le temps à 100 ans, de la récolte d'une quantité de bois équivalente à 100 kg de carbone, selon une représentation du cycle du carbone biogénique illustrant l'exploitation d'une forêt primaire gérée de façon durable

- Pour l'étude d'un deuxième système, la mise en place et l'exploitation d'un taillis forestier de 10 ans est considérée ; le bois récolté est utilisé pour l'énergie.

A l'année 0, le taillis est mis en place. Sa croissance est supposée linéaire pendant 10 ans. Au terme des 10 ans, l'ensemble du taillis est récolté. L'année suivante, la totalité du carbone récolté est émise sous forme de CO₂.

Le détail du calcul de l'impact de cette quantité de bois récolté selon cette représentation du cycle du carbone, via l'utilisation des PRG ajustés dans le temps à 100 ans, est donné au Tableau 10. L'impact obtenu s'élève à - 16,0 kg CO_{2-éq} pour cette quantité de bois récolté équivalente à 100 kg de carbone, soit un bénéfice du système vis-à-vis du changement climatique.

Année	Variation annuelle de stock de carbone en forêt (kg C / an)	Flux de CO ₂ (kg CO ₂ / an)	Valeur du PRG ajusté dans le temps à 100 ans du CO ₂ (kg CO _{2-éq} / kg CO ₂)	Impact du flux de CO ₂ , évalué via PRG ajustés dans le temps à 100 ans (kg CO _{2-éq})
0	+ 10	- 36,7	1,0	- 36,7
1	+ 10	- 36,7	0,99	- 36,4
2	+ 10	- 36,7	0,98	- 36,1
3	+ 10	- 36,7	0,98	- 35,8
4	+ 10	- 36,7	0,97	- 35,5
5	+ 10	- 36,7	0,96	- 35,2
6	+ 10	- 36,7	0,95	- 34,9
7	+ 10	- 36,7	0,94	- 34,6
8	+ 10	- 36,7	0,94	- 34,4
9	+ 10	- 36,7	0,93	- 34,1
10	- 100	+ 366,7	0,92	+ 337,6
Total	0			- 16,0

Tableau 10 - Détail du calcul d'impact, par PRG ajustés dans le temps à 100 ans, de la récolte d'une quantité de bois équivalente à 100 kg de carbone, selon une représentation du cycle du carbone biogénique illustrant l'exploitation d'un taillis forestier de 10 ans pour la production d'énergie

- Pour l'étude d'un troisième système, la mise en place et l'exploitation d'un taillis forestier de 10 ans est considérée, de la même façon que dans le cas de l'exemple précédent ; toutefois, dans cet exemple, le bois récolté est utilisé pour moitié pour l'énergie (notée « En. »), et pour moitié pour le matériau (noté « Mat. »), pour la fabrication de panneaux d'une durée de vie de 50 ans. L'affectation entre les deux produits est réalisée sur la base du contenu carbone, qui est supposé identique pour les deux produits. Le cycle total de carbone considéré correspond alors à une quantité de 200 kg de carbone, soit l'équivalent de 100 kg de carbone pour chacun des deux produits.

A l'année 0, le taillis est mis en place. Sa croissance est supposée linéaire pendant 10 ans ; la séquestration annuelle correspondante est allouée pour moitié à chacun des deux produits, ceux-ci étant produits en proportions égales et possédant le même contenu carbone. Au terme des 10 ans, l'ensemble du taillis est récolté. L'année suivante, la moitié du carbone récolté est émise sous forme de CO₂, pour la production d'énergie ; l'émission est allouée entièrement à la production d'énergie. L'autre moitié du carbone est émise 50 ans plus tard, lors de la fin de vie des panneaux, à 99 % sous forme de CO₂ et à 1 % sous forme de CH₄ ; ces émissions sont allouées entièrement à la production de matériaux.

Le détail du calcul de l'impact de ces deux produits, selon cette représentation du cycle du carbone et via l'utilisation des PRG ajustés dans le temps à 100 ans, est donné au Tableau 11. L'impact obtenu pour la production d'énergie s'élève à - 16,0 kg CO₂-éq pour une quantité de bois récolté équivalente à 100 kg de carbone, soit un bénéfice du système vis-à-vis du changement climatique. Ce résultat est cohérent avec celui du deuxième exemple, la représentation du cycle du carbone et la finalité étant identiques. L'impact obtenu pour la production de matériau s'élève à - 142,6 kg CO₂-éq, pour une quantité de bois récolté équivalente à 100 kg de carbone, soit un bénéfice du système vis-à-vis du changement climatique.

Année	Variation annuelle de stock de carbone en forêt et dans les produits (kg C / an)	Flux de CO ₂ (kg CO ₂ / an)	Valeur du PRG ajusté dans le temps à 100 ans du CO ₂ (kg CO ₂ -éq / kg CO ₂)	Impact du flux de CO ₂ , évalué via PRG ajustés dans le temps à 100 ans (kg CO ₂ -éq)	Flux de CH ₄ (kg CH ₄ / an)	Valeur du PRG ajusté dans le temps à 100 ans du CH ₄ (kg CO ₂ -éq / kg CH ₄)	Impact du flux de CH ₄ , évalué via PRG ajustés dans le temps à 100 ans (kg CO ₂ -éq)	Impact total (kg CO ₂ -éq)	
								En.	Mat.
0	+ 20	- 73,3	1,0	- 73,3	0	28,0	0	- 36,7	- 36,7
1	+ 20	- 73,3	0,99	- 72,8	0	28,0	0	- 36,4	- 36,4
2	+ 20	- 73,3	0,98	- 72,2	0	28,0	0	- 36,1	- 36,1
3	+ 20	- 73,3	0,98	- 71,6	0	28,0	0	- 35,8	- 35,8
4	+ 20	- 73,3	0,97	- 71,0	0	28,0	0	- 35,5	- 35,5
5	+ 20	- 73,3	0,96	- 70,4	0	28,0	0	- 35,2	- 35,2
6	+ 20	- 73,3	0,95	- 69,9	0	28,0	0	- 34,9	- 34,9
7	+ 20	- 73,3	0,94	- 69,3	0	28,0	0	- 34,6	- 34,6
8	+ 20	- 73,3	0,94	- 68,7	0	28,0	0	- 34,4	- 34,4
9	+ 20	- 73,3	0,93	- 68,1	0	28,0	0	- 34,1	- 34,1
10	- 100	+ 366,7	0,92	+ 337,6	0	28,0	0	+ 337,6	0
60	- 100	+ 363,0	0,48	+ 175,2	+ 1,3	26,9	+ 35,9	0	+ 211,1
Σ	0			- 194,5			+ 35,9	- 16,0	- 142,6

Tableau 11 - Détail du calcul d'impact, par PRG ajustés dans le temps à 100 ans, de la récolte d'une quantité de bois équivalente à 100 kg de carbone, selon une représentation du cycle du carbone biogénique illustrant l'exploitation d'un taillis forestier de 10 ans pour la production d'énergie et de matériau

Ces trois exemples simplifiés montrent que l'application des PRG ajustés dans le temps au cycle du carbone biogénique peut aboutir à des évaluations d'impact très différentes, pouvant représenter aussi bien un impact qu'un bénéfice vis-à-vis du changement climatique. Cette différence dans les résultats est la conséquence de représentations différentes du cycle du carbone biogénique : choix dans l'ordre captation / émission, dynamique de croissance, devenir des produits, ou forme selon laquelle est émis le carbone biogénique (CO₂ ou CH₄ notamment).

3.3.4. PRG biogéniques

Principe général

Contrairement aux PRG et PRG ajustés dans le temps, présentés aux sections précédentes, les PRG biogéniques traitent spécifiquement des émissions de CO₂ biogénique. Le principe de cette méthode est de différencier l'impact sur le changement climatique d'une émission de CO₂ biogénique de celui d'une émission de CO₂ fossile par les mécanismes de dégradation atmosphérique pris en compte (Cherubini, Peters, et al., 2011 ; Cherubini, Strømman, et al., 2011 ; Bright et al., 2012 ; Cherubini et al., 2012). Ces mécanismes incluent les mécanismes génériques du cycle du carbone, qui affectent toute émission de CO₂, fossile ou biogénique, auxquels s'ajoute un mécanisme spécifique au CO₂ biogénique :

- Les mécanismes génériques désignent ici l'activité des puits de carbone conventionnels, c'est-à-dire la captation de CO₂ par les océans et la biosphère terrestre (voir section 3.1.2) ; et
- Le mécanisme spécifique au CO₂ biogénique consiste en la repousse de la plante dont le carbone biogénique est issu.

Obtention des PRG biogéniques

Selon le principe exposé précédemment, l'impact sur le changement climatique du CO₂ biogénique est distingué de celui du CO₂ fossile à travers une fonction de dégradation spécifique. Ceci signifie que l'équation (2), exprimée de façon générique pour le calcul du forçage radiatif dû à une émission de gaz à effet de serre, est déclinée de façon spécifique au CO₂ biogénique selon l'équation (10) suivante.

$$RF_{CO_2,bio}(t) = a_{CO_2} \cdot f_{CO_2,bio}(t) \quad (10)$$

D'une façon générale, la concentration atmosphérique en CO₂ biogénique à un temps t , donnée par sa fonction de dégradation $f_{CO_2,bio}$, peut être exprimée comme la somme des fractions résiduelles des émissions ayant eu lieu avant ce temps t . D'un point de vue mathématique, ceci peut s'écrire de la façon donnée par l'équation (11), faisant intervenir la fonction générale de dégradation du CO₂ fossile f_{CO_2} , et le scénario d'émissions nettes de CO₂ biogénique, noté E_n (Cherubini, Peters, et al., 2011 ; Cherubini et al., 2012).

$$f_{CO_2,bio}(t) = \int_0^t E_n(u) \cdot f_{CO_2}(t-u) dt \quad (11)$$

Différents scénarios d'émissions E_n ont été étudiés dans la littérature par les auteurs des PRG biogéniques (Cherubini, Peters, et al., 2011 ; Cherubini, Strømman, et al., 2011 ; Cherubini et al., 2012). Ceux-ci décrivent alors différentes hypothèses d'émissions de CO₂ biogénique (ponctuelle, uniforme, ou exponentielle) et différents modèles de captation de CO₂ lors de la repousse de la plante dont est issu initialement le carbone biogénique (loi normale, ou modèle de Schnute). Pour la définition des PRG biogéniques, les choix généralement retenus par leurs auteurs sont une émission ponctuelle de CO₂ biogénique, ce qui correspond au choix réalisé pour la définition des PRG par l'IPCC, et un modèle de croissance de la plante selon une loi normale (Cherubini, Peters, et al., 2011).

Cette loi normale de croissance de la plante, notée ici g_r , est décrite par un unique paramètre : la période r de rotation de la plante, qui dépend de l'espèce considérée. La formule générale de cette fonction g_r est donnée par l'équation (12). Cette loi de croissance, ainsi que l'évolution du stock de carbone en résultant, sont représentées à la Figure 22.

$$g_r(t) = \sqrt{\frac{8}{\pi r^2}} \exp\left(-\frac{8\left(t - \frac{r}{2}\right)^2}{r^2}\right) \quad (12)$$

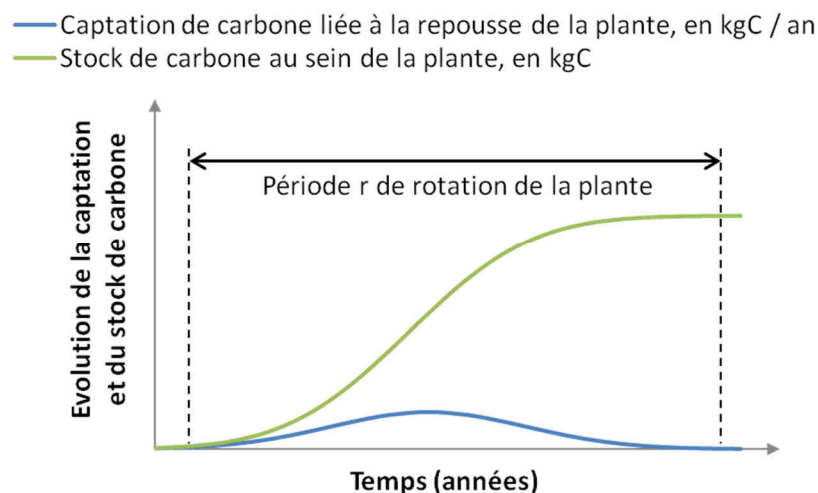


Figure 22 - Représentation de la croissance d'une plante, telle que considérée dans l'approche des PRG biogéniques (adaptée de (Cherubini, Peters, et al., 2011))

Dans le cas des PRG biogéniques, le scénario d'émissions E_n est alors donné par l'équation (13), où $\delta(t)$ est la distribution de Dirac, qui prend une valeur infinie en $t=0$ et une valeur nulle en tout autre point, et dont l'intégrale vaut 1. Ce scénario inclut l'émission ponctuelle de CO_2 biogénique, suivie de la captation de CO_2 , assimilée à des émissions négatives, liée à l'activité photosynthétique lors de la repousse de la plante.

$$E_n(t) = \delta(t) - g_r(t) \quad (13)$$

A partir des équations (11) et (13), et en tenant compte des propriétés d'intégration de la distribution de Dirac, la fonction $f_{\text{CO}_2, \text{bio}}$ de dégradation du CO_2 biogénique est donnée par l'équation (14) suivante (Cherubini, Peters, et al., 2011).

$$f_{\text{CO}_2, \text{bio}}(t) = f_{\text{CO}_2}(t) - \int_0^t g_r(u) \cdot f_{\text{CO}_2}(t-u) du \quad (14)$$

La Figure 23 représente la fonction de dégradation du CO_2 fossile f_{CO_2} (en noir), ainsi que différentes fonctions de dégradation du CO_2 biogénique $f_{\text{CO}_2, \text{bio}}$, définies selon l'équation (14) pour différentes périodes de rotation : 1, 10, 20, 50, et 100 ans.

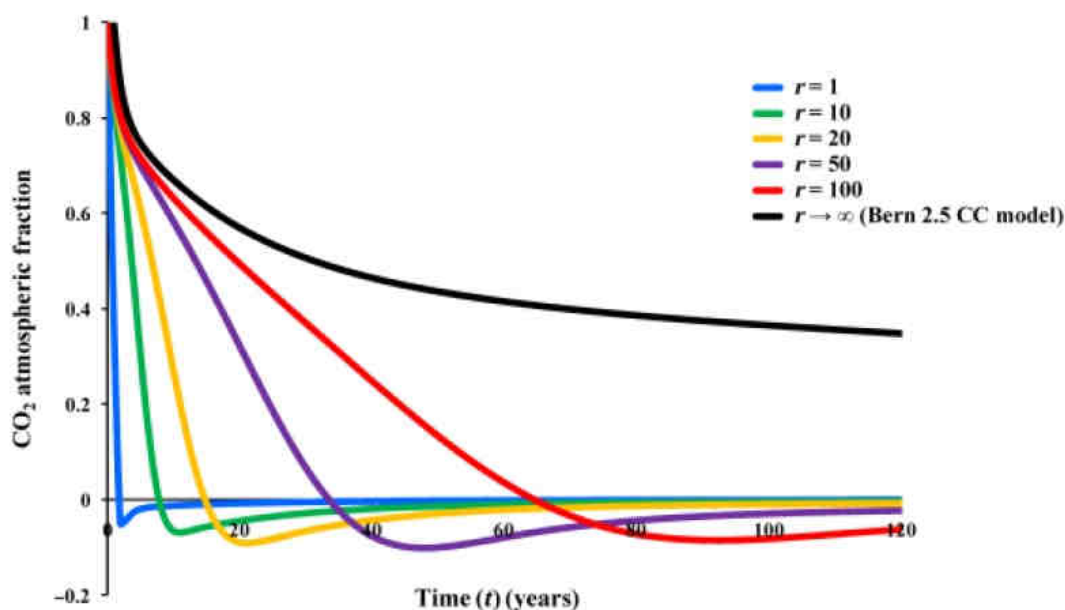


Figure 23 - Fonctions de dégradation dans l'atmosphère du CO_2 fossile (en noir) et du CO_2 biogénique, selon différentes périodes de rotation (Cherubini, Peters, et al., 2011)

A l'aide de ces fonctions de dégradation du CO₂ biogénique, ainsi que de l'équation (6) générale de définition des PRG, il est alors possible de calculer des valeurs de PRG spécifiques au CO₂ biogénique, et appelées PRG biogéniques. Différentes valeurs de ces PRG biogéniques, pour différentes périodes de rotation, sont données dans le Tableau 12 suivant.

	PRG biogéniques	
	A 20 ans	A 100 ans
CO ₂ biogénique, rotation de 1 an	0,02	0,00
CO ₂ biogénique, rotation de 10 ans	0,22	0,04
CO ₂ biogénique, rotation de 20 ans	0,47	0,08
CO ₂ biogénique, rotation de 50 ans	0,87	0,21
CO ₂ biogénique, rotation de 100 ans	0,96	0,43

Tableau 12 - Valeurs des PRG biogéniques du CO₂ biogénique, à 20 et 100 ans, selon différentes périodes de rotation (Cherubini, Peters, et al., 2011)

Mise en œuvre

La mise en œuvre des PRG biogéniques nécessite d'associer à toute émission de CO₂ biogénique la période de rotation de la plante récoltée dont est issu le carbone biogénique considéré (Cherubini, Peters, et al., 2011). L'impact de cette émission sur le changement climatique peut alors être évalué à l'aide du PRG biogénique correspondant à cette période de rotation.

De la même façon que pour l'hypothèse de neutralité carbone (voir section 3.3.1), les captations de CO₂ ne sont pas considérées dans cette méthode car elles sont prises en compte dans le calcul des PRG biogéniques.

3.3.5. Facteurs EPA de comptabilisation biogénique

Principe général

La méthode par facteurs de comptabilisation biogénique a été développée par l'EPA dans un objectif d'inventaire, pour la comptabilisation des émissions de CO₂ biogénique issues de sites de combustion, digestion, fermentation ou décomposition de biomasse (US EPA, 2011). L'approche vise à déterminer un facteur de pondération, appelé facteur de comptabilisation biogénique, à appliquer aux émissions de CO₂ biogénique lors de la réalisation d'un inventaire environnemental.

Le facteur de comptabilisation biogénique inclut différentes composantes (voir ci-dessous), mais sa principale originalité, sur laquelle repose l'essentiel du système de pondération, est de prendre en compte l'accroissement observé de la culture ou du massif forestier dont la biomasse est issue. Sur cet aspect, le principe général est de considérer que les émissions annuelles de CO₂ biogénique sont compensées, partiellement ou totalement, par les séquestrations de CO₂ de la même année, liées à la croissance de la biomasse sur le bassin d'approvisionnement.

Obtention des facteurs de comptabilisation biogénique

Le calcul des facteurs de comptabilisation biogénique peut être décomposé en quatre composantes principales, prenant en compte différents enjeux de la comptabilisation du carbone biogénique :

- La compensation des émissions de CO₂ biogénique par les captations de CO₂ liées à la croissance de la biomasse ;
- La séquestration de carbone à travers un procédé de captage et stockage du CO₂, ou une dégradation incomplète de la biomasse ;
- La variation de stock de carbone, sur le site de production de la biomasse, liée à une transformation d'usage des sols ; et
- Les effets indirects de la valorisation de biomasse, incluant les concurrences sur les ressources et les changements indirects d'usage des sols.

Ces quatre composantes correspondent à quatre termes, notés ici respectivement $T_{\text{compensation}}$, $T_{\text{séquestration}}$, $T_{\text{transformation}}$ et T_{indirect} , qui déterminent la valeur du facteur de comptabilisation biogénique, noté BAF, de la façon donnée par l'équation (15) suivante.

$$BAF = T_{\text{compensation}} - T_{\text{séquestration}} + T_{\text{transformation}} + T_{\text{indirect}} \quad (15)$$

Le premier terme $T_{compensation}$ s'écrit de façon générale selon l'équation (16) suivante. Dans cette relation, la grandeur L désigne la proportion de biomasse perdue au cours du transport ou du stockage entre son site de production et son site d'utilisation, la grandeur $PRODC$ désigne la proportion de CO_2 non émis attribuée aux co-produits d'après leur contenu en carbone, et le facteur LAR traduit l'effet de compensation.

$$T_{compensation} = (1 + L) \cdot (1 - PRODC) \cdot (1 - LAR) \quad (16)$$

Le facteur LAR est ensuite obtenu selon l'équation (17), qui fait intervenir trois grandeurs :

- La quantité de CO_2 captée par le site de production de biomasse l'année de la récolte, notée $GROW$: ce paramètre est calculé sur l'année en question pour les ressources agricoles annuelles, ou par moyenne glissante sur les cinq dernières années pour les ressources agricoles pérennes et forestières ;
- La quantité d'émissions évitées de CO_2 , notée $AVOIDEMIT$, et correspondant aux émissions de CO_2 biogénique qui auraient eu lieu en l'absence du système étudié de valorisation de biomasse ; et
- La quantité de carbone, exprimée en tonnes de $CO_{2-ég}$, prélevée sur le site de production de biomasse : ce paramètre est obtenu à partir de la quantité de biomasse consommée sur le site de production, notée PGE , et exprimée en tonnes de $CO_{2-ég}$ selon le contenu en carbone de la biomasse, et aux pertes L dues au transport et au stockage.

$$\begin{cases} LAR = \frac{GROW + AVOIDEMIT}{(1 + L) \cdot PGE} \text{ si } \frac{GROW + AVOIDEMIT}{(1 + L) \cdot PGE} < 1 \\ LAR = 1 \text{ si } \frac{GROW + AVOIDEMIT}{(1 + L) \cdot PGE} \geq 1 \end{cases} \quad (17)$$

Le deuxième terme du calcul du facteur de comptabilisation biogénique, $T_{séquestration}$, s'exprime comme le ratio entre la quantité de carbone non brûlé présent dans les déchets, notée ici $Q_{CO_2, déchets}$ et exprimée en tonnes de $CO_{2-ég}$, par rapport aux émissions potentielles totales du site, représentées par le terme PGE (voir équation (18)). Ce terme se distingue du paramètre $PRODC$ dans le sens où celui-ci considère des produits valorisés du site, tandis que $T_{séquestration}$ est restreint aux déchets sans valorisation.

$$T_{séquestration} = \frac{Q_{CO_2, déchets}}{PGE} \quad (18)$$

Le troisième terme du calcul, $T_{transformation}$, intègre les variations de stock de carbone, dues à un changement d'usages ou un changement de pratiques sur le site de production de biomasse, de la façon donnée selon l'équation (19) suivante, où ΔS_{site} est la variation de stock de carbone observée sur le site de production de biomasse.

$$T_{transformation} = \frac{\Delta S_{site}}{PGE} \cdot (1 - PRODC) \quad (19)$$

Enfin, à l'heure actuelle, aucune méthode de calcul n'est fournie pour la détermination du terme $T_{indirect}$ de prise en compte des effets indirects (US EPA, 2011).

Mise en œuvre

Comme précisé précédemment, les facteurs de comptabilisation biogénique de l'EPA ont été développés pour les inventaires d'émissions de sites industriels, et s'inscrivent donc dans une démarche différente de celle de l'ACV. Toutefois, plusieurs similitudes et correspondances peuvent être établies entre les facteurs employés dans la méthode de l'EPA et les concepts classiquement employés en ACV :

- La méthode de l'EPA intégrant, pour la comptabilité sur le site d'utilisation de biomasse, des éléments relatifs au site de production de biomasse, le facteur $(1+L)$ a pour objectif d'assurer la cohérence du bilan matière entre les quantités de biomasse prélevées sur le site de production et les quantités consommées sur le site d'utilisation (voir équations (16) et (17)), en tenant compte des pertes éventuelles entre ces deux étapes du cycle de vie de la biomasse énergie ;
- Le facteur $(1-PRODC)$ peut être assimilé à un coefficient d'affectation des émissions de CO_2 biogénique, basé sur la teneur en carbone des produits, ce qui est notamment en cohérence avec les directives de la norme NF EN 16485 relative aux déclarations environnementales des produits bois rond et sciages (voir section 3.3.2) (AFNOR, 2014) ; et
- De manière similaire au facteur $(1+L)$, le terme $T_{séquestration}$ vise à assurer la cohérence du bilan matière en carbone, en considérant les flux de carbone en sortie du site d'utilisation et non pris en compte par le facteur $PRODC$.

En mettant de côté ces différents facteurs intervenant dans le calcul des facteurs de comptabilisation biogénique, il subsiste deux composantes traitant plus spécifiquement de l'impact des émissions de CO_2 biogéniques sur le changement climatique : le facteur $(1-LAR)$, qui s'applique aux émissions directes de CO_2 lors de l'utilisation de biomasse, et le terme $T_{transformation}$, relatif aux variations de stock de carbone liées aux changements d'usages des sols.

Le calcul du terme $T_{\text{transformation}}$ consiste à allouer directement les variations de stock de carbone sur le lieu de production de la ressource, au système de biomasse énergie, sans système de pondération (voir équation (19)), ce qui correspond à une conversion directe en flux de CO_2 (voir section 3.4.1). Inversement, le facteur (1-LAR) constitue un système original de pondération des émissions de CO_2 biogéniques, produisant des facteurs de valeurs comprises entre 0 et 1 (voir équation (17)) et visant à traduire un effet de compensation dû au caractère biogénique de ces émissions. Ce système de pondération peut être aisément appliqué à l'évaluation de l'impact des émissions de CO_2 biogénique sur le changement climatique en ACV. La mise en œuvre de ce système nécessite alors de calculer, pour chaque émission de CO_2 biogénique, le facteur de compensation (1-LAR), selon l'équation (17), en vue de pondérer l'effet de cette émission. Les captations de CO_2 ne sont pas considérées dans cette méthode. Dans la suite du rapport, seule cette composante du calcul des facteurs de comptabilisation biogénique sera considérée.

3.4. Caractérisation en ACV de l'impact sur le changement climatique du potentiel de séquestration de carbone lié à l'usage des sols

La présente section est dédiée à la description de travaux en lien avec la caractérisation de l'impact sur le changement climatique du potentiel de séquestration de carbone lié à l'usage des sols. La section 3.4.1 présente tout d'abord la méthode de conversion directe d'une variation de ce potentiel en flux de CO_2 , recommandée par l'ILCD et liée historiquement à la réalisation d'inventaires nationaux d'émissions de gaz à effet de serre. Ensuite, la section 3.4.2 détaille la seule méthode disponible à ce jour dans la littérature développée en accord avec le cadre conceptuel de prise en compte de l'usage des sols en ACV (voir section 2.4).

3.4.1. Conversion ILCD : conversion directe d'une variation de potentiel de séquestration de carbone liée à une transformation d'usage des sols en flux de CO_2

Principe général

Cette méthode s'applique uniquement aux transformations, en termes d'usage des sols ou de pratiques de gestion. Elle consiste à exprimer directement la variation de stock de carbone due à cette transformation, positive ou négative, comme un flux de CO_2 . Les caractères dynamique et réversible du cycle du carbone biogénique ne sont pas considérés, ce qui place cette méthode en contradiction avec les principes généraux du cadre conceptuel d'usage des sols (voir section 2.4.1).

Cette méthode a été recommandée dans le cadre des travaux de l'ILCD (EC-JRC, 2010), et est dérivée des facteurs d'émissions proposés par l'IPCC pour la réalisation d'inventaires nationaux d'émissions de gaz à effet de serre (IPCC, 2006).

Obtention des flux de CO_2 par conversion directe

En accord avec les travaux de l'IPCC, les lignes directrices de l'ILCD recommandent de quantifier les émissions de CO_2 liées à une transformation d'usage des sols selon l'équation (20), où $E_{\text{transformation}}$ est l'émission de CO_2 due à une transformation d'usage des sols, exprimée en tCO_2 / ha , SOC_i et SOC_f les valeurs de stocks de carbone des sols, respectivement avant et après transformation, exprimées en tC / ha , et 44/12 le rapport des masses molaires entre C et CO_2 (Aalde, Gonzalez, Gytarsky, Krug, Kurz, Lasco, et al., 2006 ; EC-JRC, 2010). L'émission obtenue peut être positive ou négative, dans le cas respectivement d'un déstockage ou d'un stockage de carbone.

$$E_{\text{transformation}} = (\text{SOC}_i - \text{SOC}_f) \cdot \frac{44}{12} \quad (20)$$

Les valeurs de stocks de carbone peuvent être obtenues par l'équation (21), où j désigne l'état avant ou après transformation (noté respectivement 'i' ou 'f' dans l'équation (20)), SOC_j est la valeur de stock de carbone des sols, en tC / ha , SOC_n la valeur du stock de carbone des sols sous végétation native, en tC / ha , LUF_j un facteur sans dimension d'usage des sols, LMF_j un facteur sans dimension de gestion des sols, et IL_j un facteur sans dimension de niveau d'intrants (EC-JRC, 2010).

$$\text{SOC}_j = \text{SOC}_n \cdot \text{LUF}_j \cdot \text{LMF}_j \cdot \text{IL}_j \quad (21)$$

Dans les travaux de l'ILCD, les valeurs de stocks sous végétation native SOC_n sont déclinées selon 9 conditions climatiques et 6 types de sols. Des valeurs par défaut sont également proposées pour les facteurs LUF_j , LMF_j et IL_j . Dans le cas de la forêt, le facteur d'usage des sols LUF vaut 1, et aucune valeur n'est proposée pour les facteurs de

gestion LMF et de niveau d'intrants IL. Ainsi le stock de carbone des sols d'une forêt est toujours assimilé à celui déterminé pour une végétation native.

Les travaux de l'ILCD ne mentionnent pas d'autre compartiment de carbone que les sols, et ne traitent donc notamment pas de la biomasse vivante, aérienne et souterraine, particulièrement importante dans le cas de la forêt. Toutefois, en accord avec les travaux de l'IPCC, l'équation (20) peut être généralisée à tout compartiment de carbone selon l'équation (22), où StockC désigne la valeur de stock de carbone d'un usage de sol, tous compartiments inclus.

$$E_{transformation} = (StockC_i - StockC_f) \cdot \frac{44}{12} \quad (22)$$

Les lignes directrices de l'IPCC proposent alors des valeurs par défaut complémentaires pour quantifier le stock de carbone de la biomasse vivante, de la biomasse morte et de la litière (Aalde, Gonzalez, Gytarsky, Krug, Kurz, Lasco, et al., 2006 ; Aalde, Gonzalez, Gytarsky, Krug, Kurz, Ogle, et al., 2006). Dans le cas de la biomasse vivante, les paramètres suivants sont notamment considérés :

- La quantité de biomasse par hectare, selon le domaine climatique, la zone écologique, et le continent considérés ;
- La densité de la biomasse, selon l'espèce et le continent considérés ;
- La teneur en carbone de la biomasse aérienne, selon le domaine climatique et la partie de l'arbre considérés ; et
- Le ratio massique entre biomasse aérienne et biomasse souterraine, selon le domaine climatique, la zone écologique, et le niveau de stock de biomasse aérienne considérés.

Ces valeurs sont également généralement déclinées selon deux types d'usages : forêts et plantations forestières. Le type de gestion forestière n'est pas pris en compte par les valeurs par défaut proposées.

Mise en œuvre : cas général

Les valeurs d'émissions obtenues par les équations (20) ou (22), exprimées en tCO₂ / ha, peuvent être assimilées à des facteurs de caractérisation pour la prise en compte de l'impact sur le changement climatique d'une transformation d'usage des sols. Elles peuvent alors être directement associées aux flux d'inventaire de transformation des sols pour l'évaluation de l'impact de cette transformation sur le changement climatique.

Comme indiqué à la section 2.4.1, la prise en compte d'une transformation engendre un problème d'affectation vis-à-vis des usages successifs suivant cette transformation. L'ILCD recommande d'allouer cet impact de transformation aux activités productives ayant lieu sur ces sols au cours des 20 années suivant la transformation, au prorata de leur durée d'occupation.

Mise en œuvre alternative : notion de temps de retour en gaz à effet de serre

Compte tenu de l'importance quantitative que peuvent avoir les émissions de CO₂ dues à une transformation d'usage des sols pour l'évaluation en ACV de l'impact sur le changement climatique de systèmes à base de biomasse énergie, de nombreux auteurs ont cherché à mettre en valeur ces émissions à travers un indicateur dédié à cet enjeu. Ainsi dans le cas spécifique de la biomasse énergie et des émissions de CO₂ issues de transformation d'usages des sols, la notion de temps de retour en Gaz à Effet de Serre (GES), également appelée dette carbone par certains auteurs, s'est développée (Edwards et al., 2007 ; Fargione et al., 2008 ; Agostini et al., 2013 ; Matthews et al., 2014 ; Elshout et al., 2015).

Le principe général du temps de retour en GES est de comparer l'économie annuelle de gaz à effet de serre due à la substitution d'une énergie fossile par une énergie à base de biomasse, à l'émission de CO₂ due à une transformation d'usages des sols. Le temps de retour en GES n'est pas à proprement parler une méthode de caractérisation de l'impact de transformation et ne s'inscrit pas réellement dans la phase de l'ACV d'évaluation des impacts du cycle de vie : c'est un indicateur complémentaire au bilan de gaz à effet de serre du système de biomasse énergie, visant à faciliter l'interprétation et permettant d'évaluer le temps nécessaire pour que le système étudié compense l'émission de CO₂ liée à la transformation. Dit autrement, le temps de retour en GES exprime le nombre d'années à partir duquel le système de biomasse énergie réalisera effectivement des économies en termes d'émissions de gaz à effet de serre par rapport au système fossile substitué.

D'un point de vue pratique, l'économie annuelle due à la substitution de l'énergie fossile par la biomasse énergie est calculée à partir de la comparaison des résultats d'ACV des deux systèmes, sans prise en compte de l'impact de transformation, et de la productivité annuelle du système de biomasse énergie. L'émission de CO₂ due à la transformation d'usages des sols est calculée à l'aide des équations (20) ou (22). Le temps de retour en GES est alors obtenu en faisant le rapport de ces deux grandeurs, selon l'équation (23).

$$\text{Temps de retour en GES, en années} = \frac{\text{Emission de CO}_2 \text{ due à la transformation, en tCO}_{2\text{-}\text{ég}} / \text{ha}}{\text{Economie annuelle de GES, en tCO}_{2\text{-}\text{ég}} / \text{ha} / \text{an}} \quad (23)$$

Enfin, il peut être mentionné que l'équation (23) constitue une expression simplifiée du temps de retour en GES. Dans les cas où la dynamique de l'émission de CO₂ due à la transformation d'usages est importante, par exemple pour un déstockage de carbone des sols ayant lieu sur plusieurs dizaines d'années, la définition du temps de retour en GES peut être affinée pour prendre en compte cette dynamique (Benoist, Dron, 2009 ; Pingoud et al., 2012).

3.4.2. Méthode d'usage des sols Müller-Wenk : approche par durée de vie moyenne du CO₂ dans l'atmosphère

Principe général

L'approche par durée de vie moyenne du CO₂ dans l'atmosphère a été établie spécifiquement pour l'usage des sols, pour caractériser l'effet d'une transformation ou d'une occupation d'un sol sur son potentiel de séquestration de carbone et par conséquent, sur le changement climatique (Müller-Wenk, Brandão, 2010). Son principe repose essentiellement sur la définition et la comparaison de durées de vie moyenne du CO₂ dans l'atmosphère.

En effet, de telles durées de vie sont définies pour les émissions de CO₂ issues de variations de stocks de carbone liées à une transformation ou à une occupation des sols, ainsi que pour une émission de CO₂ fossile. La comparaison entre les durées de vie représentatives de l'usage des sols et du CO₂ fossile permet alors d'obtenir des facteurs de pondération, qui sont utilisés pour pondérer les flux de carbone biogénique dus aux usages et changements d'usages des sols.

Cette méthode respecte le cadre conceptuel de l'usage des sols (voir section 2.4) (Milà i Canals, Bauer, et al., 2007 ; Koellner et al., 2013). Le critère de qualité des sols d'intérêt est ici le potentiel de séquestration de carbone, prenant en compte à la fois la végétation et le sol, sur un mètre de profondeur.

Obtention des facteurs de caractérisation

Par souci de simplification, les transformations considérées sont supposées réversibles et les phénomènes de régénération linéaires en fonction du temps. De plus, cette méthode par durée de vie moyenne ne prend pas en compte les variations du potentiel de séquestration au cours de l'occupation (volume en jaune de la Figure 11). Ces hypothèses permettent de décliner le cadre général de l'usage des sols, donné à la Figure 11, de la manière représentée à la Figure 24, dans le cas d'une transformation à partir de l'usage de référence (le choix de ce cas particulier est expliqué en fin de section).

Selon ces différentes hypothèses, la durée de vie moyenne du carbone biogénique issu de l'usage des sols peut être exprimée comme :

- Dans le cas d'une transformation, la moitié du temps de régénération, qui, d'un point de vue mathématique, correspond bien à une durée de vie moyenne dans le cas où la régénération est linéaire ; et
- Dans le cas d'une occupation, la durée d'occupation.

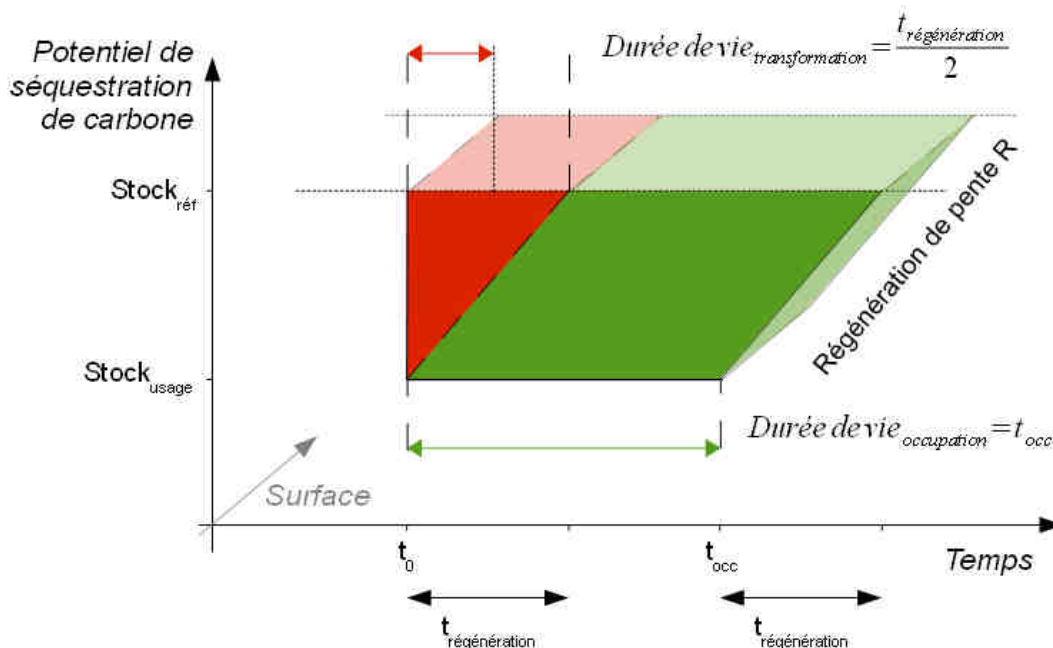


Figure 24 - Adaptation du cadre conceptuel de l'usage des sols pour l'évaluation de ses impacts sur le changement climatique, via l'approche par durée de vie moyenne du CO₂ dans l'atmosphère (Müller-Wenk, Brandão, 2010)

La détermination d'une durée de vie moyenne du CO₂ fossile dans l'atmosphère pose une difficulté particulière puisque, d'après les travaux de l'IPCC, une fraction de toute émission de CO₂ reste de façon permanente dans l'atmosphère (voir section 3.2.1 et équation (4)) (Myhre et al., 2013), conduisant à une durée de vie infinie. Afin de pallier ce problème, les auteurs définissent tout d'abord un horizon temporel sur cette fonction de dégradation, pris ici à 500 ans, et la durée de vie moyenne du CO₂ est ensuite calculée sur cet horizon : dans ce cas, ceci permet de déterminer une durée de vie moyenne du CO₂ fossile de 157 ans.

Ces différentes durées de vie sont ensuite prises en compte pour définir un facteur de durée, noté df , qui s'exprime à partir de la durée de vie moyenne du CO₂ fossile, notée $D_{fossile}$, et de celle du CO₂ biogénique issu d'une transformation ou d'une occupation des sols, notée $D_{biogénique}$, de la façon donnée par l'équation (24) suivante.

$$\begin{cases} df = \frac{D_{biogénique}}{D_{fossile}} & \text{si } D_{biogénique} < D_{fossile} \\ df = 1 & \text{si } D_{biogénique} \geq D_{fossile} \end{cases} \quad (24)$$

Enfin, les variations de potentiel de séquestration prises en compte sont déterminées par :

- Dans le cas d'une transformation, la différence de potentiel entre les usages avant et après transformation ; et
- Dans le cas d'une occupation, la différence de potentiel entre l'usage étudié et un usage de référence, défini comme la végétation naturelle potentielle, et décliné, dans le cadre de cette étude, selon six grands biomes : forêts tropicales humides, forêts tropicales sèches, forêts tempérées, forêts boréales, prairies tropicales, et prairies tempérées.

L'ensemble de ces éléments permet alors de calculer les facteurs de caractérisation FC de cette méthode selon les équations (25) et (26) suivantes pour, respectivement, l'occupation et la transformation des sols. La grandeur ΔS désigne la variation de stock de carbone, t_{occ} la durée d'occupation, et $t_{régénération}$ la durée de régénération. Cette durée de régénération est généralement déterminée par la variation de stock et le taux annuel moyen de stockage R . Les facteurs de caractérisation obtenus sont exprimés en tCO_{2-ég} / ha / an dans le cas d'une occupation et en tCO_{2-ég} / ha dans le cas d'une transformation.

$$FC_{occupation \text{ pendant 1 an}} = \frac{44}{12} \cdot \Delta S \cdot df \cdot \frac{1}{t_{occ}} = \frac{44}{12} \cdot \Delta S \cdot \frac{1}{D_{fossile}} \quad (25)$$

$$FC_{transformation} = \frac{44}{12} \cdot \Delta S \cdot df = \frac{44}{12} \cdot \Delta S \cdot \frac{t_{régénération}}{2 D_{fossile}} \quad (26)$$

Mise en œuvre

Cette méthode étant du ressort de l'usage des sols, l'évaluation de l'impact sur le changement climatique d'une occupation ou d'une transformation se fait en multipliant les flux d'inventaire d'occupation et de transformation par les facteurs de caractérisation disponibles. Le flux d'inventaire d'occupation s'exprime en ha.an, tandis que celui de transformation s'exprime en ha.

Les auteurs de cette méthode présentent dans leurs travaux des facteurs de caractérisation calculés pour trois types d'usages des sols, et selon les 6 biomes précédemment définis (Müller-Wenk, Brandão, 2010). Les trois types d'usage considérés sont la culture, la prairie, et la surface artificialisée. Selon le biome considéré, l'usage de référence désigne la forêt ou la prairie (voir ci-dessus). Les valeurs de stock et de taux moyen de stockage sont issues de la littérature.

Le Tableau 13 ci-dessous présente un exemple de résultats de caractérisation, dans le cas du biome forêts tempérées, pour lequel le stock de référence a été pris comme 240 tC / ha (100 tC / ha dans la végétation, et 140 tC / ha dans les sols, sur 1 m).

	Usages considérés	Variation de stock de carbone (tC / ha)	Facteur de durée	Facteur de caractérisation	
				Valeur	Unité
Occupation, pendant un an	Culture	135	$1/157 = 0,0064$	3,15	tCO _{2-éq} / ha / an
	Prairie	100		2,34	
	Surface artificialisée	135		3,15	
Transformation	Forêt vers culture	135	$37/157 = 0,24$	117	tCO _{2-éq} / ha
	Forêt vers prairie	100	$37/157 = 0,24$	86	
	Forêt vers surface artificialisée	135	$87/157 = 0,55$	274	

Tableau 13 - Exemple de résultats de caractérisation obtenus par l'approche par durée de vie moyenne du CO₂ : cas du biome forêts tempérées (adapté de (Müller-Wenk, Brandão, 2010))

Les facteurs de caractérisation pour la transformation des sols ne sont donnés que pour les transformations de l'usage des sols de référence vers un autre usage. Pour obtenir le facteur de caractérisation d'une transformation quelconque d'un usage A vers un usage B, il faut soustraire le facteur correspondant à une transformation de l'usage de référence vers l'usage A à celui correspondant à une transformation de l'usage de référence vers l'usage B.

3.5. Analyse critique des méthodes de prise en compte du cycle du carbone biogénique en ACV

Les sections 3.3 et 3.4 précédentes ont revu différents modèles de caractérisation existants visant à prendre en compte en ACV le rôle du cycle du carbone biogénique vis-à-vis du changement climatique, pour, respectivement, l'émission de gaz à effet de serre et le potentiel de séquestration de carbone lié à l'usage des sols. Pour chacune de ces méthodes, ces sections en ont présenté les principes généraux, les raisonnements de calculs sous-jacents, et les principaux éléments de mise en œuvre.

Sur cette base, l'objectif de cette présente section est de réaliser une analyse critique de ces différentes méthodes. Les critères de cette analyse sont tout d'abord présentés en section 3.5.1, puis développés dans les sections 3.5.2 à 3.5.5. Pour finir, la section 3.5.6 dresse la synthèse de cette analyse critique, aboutissant sur la proposition d'une nouvelle méthode en section 3.5.7.

3.5.1. Rappel des méthodes considérées et définition des critères d'analyse

Les sections 3.3 et 3.4 précédentes ont permis de décrire sept méthodes différentes de caractérisation des impacts du cycle du carbone biogénique sur le changement climatique, ainsi qu'un indicateur alternatif. Ces méthodes sont rappelées ci-après, en précisant à chaque fois la dénomination simplifiée utilisée par la suite :

- Pour la caractérisation des émissions de gaz à effet de serre (voir section 3.3) :
 - Les PRG appliqués aux spécificités du cycle du carbone biogénique via l'approche de neutralité carbone (voir sections 3.2.1 et 3.3.1) : « Neutralité C » ;

- Les PRG appliqués aux spécificités du cycle du carbone biogénique via l'approche de comptabilité totale (voir sections 3.2.1 et 3.3.2) : « Comptabilité totale » ;
- Les PRG ajustés dans le temps appliqués aux spécificités du cycle du carbone biogénique (voir section 3.2.3 et 3.3.3) : « PRG ajustés dans le temps » ;
- Les PRG biogéniques (voir section 3.3.4) : « PRG biogéniques » ;
- La composante de compensation des facteurs de comptabilisation biogénique développés par l'EPA (voir section 3.3.5) : « Facteurs EPA » ;
- Pour la caractérisation du potentiel de séquestration de carbone lié à l'usage des sols (voir section 3.4) :
 - La conversion directe en flux de CO₂ d'une variation de potentiel liée à une transformation d'usages, selon les recommandations de l'ILCD (voir section 3.4.1) : « Conversion ILCD » ;
 - La prise en compte des occupations et transformations d'usages des sols via l'approche par durée de vie moyenne de CO₂ dans l'atmosphère, développée par Müller-Wenk et Brandão (2010) (voir section 3.4.2) : « Usage des sols Müller-Wenk » ; et enfin,
 - L'indicateur alternatif de temps de retour en gaz à effet de serre (voir section 3.4.1) : « Temps de retour GES ».

Afin de pouvoir comparer les avantages et inconvénients de ces différentes méthodes, différents critères sont utilisés. Ceux-ci peuvent être regroupés en quatre catégories de la façon suivante :

- La complétude :
La section 3.1.3 a précisé les mécanismes environnementaux pertinents pour la catégorie d'impact du changement climatique en ACV, dont notamment l'émission de gaz à effet de serre et le potentiel de séquestration de carbone des sols, incluant différents compartiments. Ce premier critère vise à renseigner le caractère complet ou non des méthodes revues vis-à-vis de la prise en compte de ces mécanismes environnementaux.
- La validité scientifique :
Il est nécessaire qu'une méthode de comptabilisation soit la plus valide possible, d'un point de vue scientifique, vis-à-vis de l'objectif visé ici, c'est-à-dire l'évaluation de l'impact réel du cycle du carbone biogénique sur le changement climatique, et la plus reconnue possible, si possible à l'échelle internationale. Cette catégorie s'articule en trois critères :
 - La validité du principe général de la méthode ;
 - La validité des raisonnements de calculs sous-jacents, le cas échéant ; et
 - Le niveau de reconnaissance internationale dont bénéficie la méthode.
- La généralité :
La question de la comptabilisation du carbone biogénique en ACV peut se poser dans différents contextes d'application, pouvant être abordés selon différents objectifs : comptabilité environnementale, ou aide à la décision d'échelle micro ou d'échelle méso ou macro (voir section 2.2). En termes de contextes d'application, ceux-ci incluent notamment la biomasse énergie, qui fait l'objet du présent rapport, et la production de matériaux biosourcés. L'application de l'ACV aux matériaux biosourcés soulève alors deux difficultés de comptabilisation du carbone biogénique (voir section 2.1) : la prise en compte du potentiel de séquestration de carbone des sols, qui est une difficulté commune avec la biomasse énergie, et la prise en compte de la séquestration de carbone dans les produits, qui est une difficulté spécifique à cette application.
Pour que l'ensemble de ces contextes et de ces objectifs puisse être traité de façon cohérente, il est alors essentiel qu'une méthode de comptabilisation soit la plus générique possible, ou que son principe soit généralisable. Cette catégorie peut alors s'exprimer selon deux critères :
 - La généralité en termes d'application, en vue notamment d'une potentielle généralisation de la méthode pour la prise en compte de la séquestration temporaire du carbone dans les matériaux biosourcés ; et
 - La généralité en termes de question posée, en lien notamment avec le caractère attributionnel et conséquentiel d'une étude d'ACV (voir section 2.2).
- La facilité d'usage :
La réalisation d'une ACV étant une activité généralement très gourmande en temps, il est important qu'une méthode de comptabilisation du carbone biogénique soit d'un emploi le plus aisé possible pour le praticien. Selon les méthodes considérées, cette catégorie peut couvrir deux critères :
 - La complexité de modélisation de l'inventaire pour l'utilisation de facteurs de caractérisation existants ; et
 - La difficulté de calcul de nouveaux facteurs de caractérisation.

Ces différents critères sont développés dans les sections 3.5.2 à 3.5.5 suivantes. Au terme de l'analyse de chacun de ces critères, chaque méthode revue est alors évaluée selon une note comprise entre 1 (point faible de la méthode) et 5 (point fort de la méthode). La synthèse de cette analyse critique est donnée en section 3.5.6.

3.5.2. Complétude des méthodes existantes

Les différentes méthodes revues ne visent pas à caractériser tous les mécanismes environnementaux relatifs au changement climatique, voire toutes les composantes au sein d'un mécanisme. Afin de mieux apprécier les différences entre les méthodes, le Tableau 14 regroupe les principales caractéristiques des méthodes revues relatives à leur complétude, précisant notamment les éléments suivants :

- Les mécanismes environnementaux spécifiquement considérés par la méthode :
 - L'émission de gaz à effet de serre, distinguant les méthodes prenant en compte tous gaz à effet de serre (« Tous GES »), uniquement le CO₂ (« CO₂ »), ou ne prenant pas en compte ce mécanisme (« Non ») ;
 - Le potentiel de séquestration de carbone sur les aspects de transformation, incluant les changements d'usages et les changements de pratiques, distinguant les méthodes prenant en compte ce mécanisme (« Oui »), pouvant prendre en compte ce mécanisme avec adaptation mineure (« Possible »), ou ne prenant pas en compte ce mécanisme (« Non ») ;
 - Le potentiel de séquestration de carbone sur les aspects d'occupation relatifs aux variations de potentiel au cours de l'occupation³, distinguant les méthodes prenant en compte partiellement ce mécanisme (« Partiel »), pouvant prendre en compte ce mécanisme avec adaptation mineure (« Possible »), ou ne prenant pas en compte ce mécanisme (« Non ») ;
 - Le potentiel de séquestration de carbone sur les aspects d'occupation relatifs au maintien du potentiel à un niveau différent de celui d'un usage de référence³, distinguant les méthodes prenant en compte ce mécanisme (« Oui ») de celles ne le prenant pas en compte (« Non ») ;
- Le cas échéant, le mode prise en compte des captations de CO₂, distinguant les méthodes nécessitant d'assimiler ces captations à des émissions négatives (« Emission négative ») et celles incluant ces captations dans le calcul des facteurs de caractérisation (« Inclus dans les FC ») : cet élément est purement descriptif, ces deux options ayant une pertinence équivalente ;
- Le cas échéant, la possibilité de ces méthodes de considérer les différents compartiments de carbone liés à l'usage d'un sol, incluant la biomasse vivante, la biomasse morte et la litière, et les sols, distinguant si la méthode permet de considérer le compartiment (« Oui »), uniquement un sous-compartiment (en précisant le sous-compartiment considéré), ou ne permet pas de considérer le compartiment (« Non ») ; et
- Le cas échéant, la capacité des méthodes à prendre en compte aussi bien les augmentations (« ↑ ») que les diminutions (« ↓ ») du potentiel de séquestration de carbone.

³ Pour la distinction entre les aspects d'occupation relatifs aux variations de potentiel de séquestration au cours de l'occupation, de ceux relatifs au maintien de ce potentiel à un niveau différent de celui d'un usage de référence, voir section 2.4.1 et Figure 11.

		Neutralité C	Comptabilité totale	PRG ajustés dans le temps	PRG biogéniques	Facteurs EPA	Conversion ILCD	Usage des sols Müller-Wenk	Temps de retour GES ⁽¹⁾
Mécanismes environnementaux considérés	Emission de GES	Tous GES	Tous GES	Tous GES	CO ₂	CO ₂	Non	Non	N/A
	Potentiel de séquestration C : Transformation	Non	Possible	Possible	Non	Oui	Oui	Oui	
	Potentiel de séquestration C : Occupation, aspect variations au cours de l'occupation	Non	Possible	Possible	Partiel	Non	Non	Non	
	Potentiel de séquestration C : Occupation, aspect maintien du potentiel à un niveau différent d'un niveau de référence	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	
Caractéristique relative au mécanisme lié à l'émission de gaz à effet de serre									
Principe de prise en compte des captations de CO ₂		Inclus dans les FC	Emission négative	Emission négative	Inclus dans les FC	Inclus dans les FC	N/A	N/A	N/A
Caractéristiques relatives au mécanisme lié au potentiel de séquestration de carbone									
Compartiments de C pris en compte	Biomasse vivante	N/A	Récolte, a minima	Récolte, a minima	Récolte	Oui	Oui	Oui	Oui
	Biomasse morte et litière		Possible	Possible	Non	Oui	Oui	Oui	Oui
	Sols		Possible	Possible	Non	Oui	Oui	Oui	Oui
Prise en compte des variations de potentiel de séquestration de C		N/A	↓ et ↑	↓ et ↑	N/A	↓ et ↑	↓ et ↑	↓ et ↑	↓

Légende de notation :

- : Élément pris en compte
- : Élément partiellement pris en compte, ou pouvant être pris en compte avec adaptation mineure
- : Élément non pris en compte

⁽¹⁾ : Indicateur alternatif, complémentaire des méthodes de caractérisation.

Tableau 14 - Principales caractéristiques des méthodes revues relatives à leur complétude

Le Tableau 14 montre qu'aucune des méthodes revues n'est complète quant à la caractérisation en ACV du changement climatique. Ceci implique donc qu'une évaluation complète des impacts, positifs ou négatifs, de systèmes de chauffage au bois sur le changement climatique nécessitera d'améliorer ou de combiner les méthodes existantes. Pour cela, parmi ces méthodes, plusieurs sont satisfaisantes dans le sens où elles traitent de façon complète au moins un mécanisme environnemental. Il s'agit, pour l'émission de gaz à effet de serre, de la neutralité C, de la comptabilité totale et des PRG ajustés dans le temps, et, pour la prise en compte de la transformation d'usages des sols pour le potentiel de séquestration de carbone, de la conversion ILCD et de l'usage des sols Müller-Wenk.

De plus, la comptabilité totale, les PRG ajustés dans le temps et l'usage des sols Müller-Wenk présentent l'avantage de pouvoir considérer, au moins potentiellement, plus d'un mécanisme. Concernant la comptabilité totale et les PRG ajustés dans le temps, la prise en compte de ces mécanismes additionnels, relatifs au potentiel de séquestration de carbone, n'est considérée que potentielle dans le sens où ces mécanismes ne sont pas au cœur initial de ces méthodes. Pour les intégrer, il est nécessaire, à l'instar de la conversion ILCD, d'assimiler les variations du potentiel de séquestration à des flux de CO₂, évaluées de manière globale dans le cas de la comptabilité totale, ou annuelle dans le cas des PRG ajustés dans le temps. Ce besoin d'adaptation pourrait alors poser des difficultés méthodologiques spécifiques, qui restent à explorer dans la littérature. Concernant l'usage des sols Müller-Wenk, la situation est différente car les deux mécanismes considérés font directement l'objet du développement de la méthode. En outre, cette méthode présente un intérêt tout particulier puisque, parmi les méthodes revues, elle est la seule à l'heure actuelle à considérer les aspects de maintien du potentiel de séquestration à un niveau différent de celui d'un usage de référence, liés à l'occupation des sols.

Inversement, les PRG biogéniques, le temps de retour GES et les facteurs EPA ne prennent en compte que partiellement un mécanisme environnemental. En effet, les PRG biogéniques, développés pour l'émission de gaz à effet de serre, sont limités aux émissions de CO₂ biogénique, et le temps de retour GES, défini pour la transformation d'usages des sols, ne permet de rendre compte que des diminutions de stock de carbone. Concernant les facteurs EPA, si ceux-ci peuvent apparaître plus complets à la lecture du Tableau 14, ceci s'explique par le fait que cette méthode peut déjà être considérée comme une combinaison de méthodes, associant la conversion ILCD à un effet de compensation, développé pour ces facteurs mais limité aux seules émissions de CO₂ biogénique.

En conclusion de cette analyse relative à la complétude, chacune des méthodes considérées est évaluée en fonction des prérequis indiqués dans le Tableau 15 suivant.

Notation	Prérequis attendus	Méthodes concernées
5	Méthode complète, permettant de caractériser de façon cohérente l'ensemble des mécanismes environnementaux d'intérêt.	
4	Méthode permettant de caractériser de façon complète, au moins d'un point de vue théorique, plusieurs des mécanismes environnementaux d'intérêt.	- Comptabilité totale - PRG ajustés dans le temps - Usage des sols Müller-Wenk
3	Méthode permettant de caractériser de façon complète un des mécanismes environnementaux d'intérêt.	- Neutralité C - Conversion ILCD
2	Méthode permettant de caractériser de façon complète, au moins d'un point de vue théorique, un des mécanismes environnementaux d'intérêt.	
1	Méthode permettant de caractériser de façon incomplète un des mécanismes environnementaux d'intérêt.	- PRG biogéniques - Facteurs EPA - Temps de retour GES

Tableau 15 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de complétude

3.5.3. Validité scientifique des méthodes existantes

Validité scientifique du principe général des méthodes

L'ensemble des méthodes de caractérisation considérées ici repose sur des principes de base différents. Parmi ces principes, celui de la neutralité C apparaît comme un des plus fragiles d'un point de vue scientifique. En effet, la simplification extrême que constitue cette méthode échoue à rendre compte des impacts ou bénéfices potentiels que peut apporter le cycle du carbone biogénique vis-à-vis du changement climatique, voire engendre des erreurs de comptabilité (voir sections 3.3.1 et 3.3.2).

Le principe de la méthode de comptabilité totale est l'exact opposé de celui de la neutralité carbone : comptabiliser l'ensemble des flux, quelle que soit leur origine. Ce principe a l'avantage d'être parfaitement transparent vis-à-vis des flux de carbone engendrés par un système donné, mais il ne permet pas non plus de prendre en compte la dynamique du cycle du carbone biogénique. De façon similaire, le principe de la conversion ILCD, très simple, reflète partiellement les spécificités du potentiel de séquestration de carbone des sols, dont les variations peuvent être réversibles et dont les dynamiques peuvent avoir lieu sur plusieurs dizaines d'années, notamment pour le carbone du sol.

Pour répondre à ces difficultés, plusieurs méthodes ont visé à rendre compte des spécificités du carbone biogénique par rapport au carbone fossile. Les quatre méthodes considérées relevant de ce type d'approche caractérisent toutes le cycle du carbone biogénique de façon différente.

Pour les PRG ajustés dans le temps et les PRG biogéniques, cette caractérisation du cycle du carbone biogénique est réalisée à travers la définition même des PRG, établie par les travaux de l'IPCC. Les principes de ces méthodes sont tous deux intéressants : les PRG ajustés dans le temps visent à donner une valeur à la durée séparant une captation de CO₂ de son émission en fixant l'horizon temporel considéré dans la définition des PRG, et les PRG biogéniques cherchent à intégrer l'effet du cycle du carbone dans le calcul des PRG à travers une différenciation des mécanismes de dégradation atmosphérique à l'œuvre dans les cas du CO₂ biogénique et CO₂ fossile. Toutefois, ces deux méthodes peuvent être vues comme un détournement de la définition des PRG, qui visent à fournir une métrique pour comparer des gaz à effet de serre à durées de vie différentes (Brandão, Levasseur, 2011 ; Myhre et al., 2013) ; en ce sens, la représentativité de leurs résultats vis-à-vis des processus climatiques réels reste à prouver. La méthode d'usage des sols Müller-Wenk aborde elle aussi la dynamique du cycle du carbone biogénique, en tentant de définir et de comparer les durées de vie d'émissions de CO₂ biogénique et de CO₂ fossile, sur la base des travaux de l'IPCC. Toutefois, ce principe initial, bien qu'intéressant, est confronté à une difficulté pratique de définition de durée de vie pour le CO₂, qui, d'après le modèle du cycle du carbone de Bern, peut rester présent dans l'atmosphère sur un temps infini.

Enfin, le principe général des facteurs EPA revient à comparer, pour une source de biomasse donnée, la quantité de carbone prélevée à la quantité de carbone séquestrée. Toutefois, comme l'a notamment souligné le Conseil Scientifique de l'EPA, à l'origine de cette méthode, il n'y a pas de lien réel de causalité entre ces deux grandeurs et l'impact du CO₂ biogénique sur le changement climatique (Swackhamer, Khanna, 2012). Par conséquent, la validité scientifique du principe de cette méthode est ici considérée comme faible.

Concernant le temps de retour GES, celui-ci ne constituant pas une méthode de caractérisation pour l'évaluation de l'impact de cycle de vie, cet indicateur ne peut être évalué pour ce critère.

En conclusion de cette analyse relative à la validité scientifique du principe général des méthodes considérées, chacune d'entre elles est évaluée en fonction des prérequis indiqués dans le Tableau 16 suivant.

Notation	Prérequis attendus	Méthodes concernées
5	Méthode permettant une caractérisation dynamique du cycle du carbone biogénique, pleinement satisfaisante sur le plan scientifique.	
4	Méthode permettant une caractérisation dynamique du cycle du carbone biogénique, mais dont la pertinence scientifique vis-à-vis de la dynamique du système climatique peut être améliorée.	- PRG ajustés dans le temps - PRG biogéniques - Usage des sols Müller-Wenk
3	Méthode permettant une caractérisation statique du cycle du carbone biogénique, satisfaisante sur le plan scientifique.	- Comptabilité totale - Conversion ILCD
2	Méthode permettant une caractérisation du cycle du carbone biogénique, mais non satisfaisante sur le plan scientifique.	- Neutralité C - Facteurs EPA
1	Méthode ne permettant pas une caractérisation du cycle du carbone biogénique.	
N/A	Méthode complémentaire, permettant de produire de l'information vis-à-vis du cycle du carbone biogénique mais ne constituant pas une modèle de caractérisation pour l'ACV.	- Temps de retour GES

Tableau 16 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de validité scientifique de leur principe général

Validité scientifique des raisonnements de calculs sous-jacents aux méthodes

Les méthodes de neutralité C, de comptabilité totale, de conversion ILCD et de temps de retour GES ne mettent pas en œuvre de raisonnements de calcul particuliers, et ne sont par conséquent pas évalués selon ce critère. A l'inverse, chacune des autres méthodes requiert, au-delà de son principe général, des hypothèses supplémentaires et des choix de données afin de déterminer les facteurs de caractérisation qui la constituent.

De ce point de vue, la méthode des PRG ajustés dans le temps peut être vue comme la plus fiable des quatre méthodes considérées, dans le sens où celle-ci ne fait appel qu'à une seule hypothèse supplémentaire par rapport aux PRG conventionnels, en considérant identiques les fonctions de dégradation de gaz émis à des temps différents (voir équations (7) et (8)). Néanmoins, si cette méthode ne pose pas de difficulté particulière dans ses raisonnements de calcul, ceux-ci reposent sur l'exploitation de la définition d'un horizon temporel, introduit par l'IPCC pour pouvoir comparer des gaz à effet de serre caractérisés par des durées de vie dans l'atmosphère différentes. Le calcul des PRG ajustés dans le temps, visant à introduire une différenciation entre des émissions d'un même gaz à effet de serre ayant lieu à des temps différents, peut alors être vu comme un détournement de l'objectif initial de la définition de cet horizon temporel (Brandão, Levasseur, 2011).

Le calcul des facteurs EPA, s'il est relativement simple dans sa démarche, pose quant à lui quelques difficultés dans le choix des données. En effet, il a pu être mis en valeur, dès la définition de cette méthode, que la valeur de l'effet de compensation accordé au carbone biogénique varie fortement selon l'échelle géographique retenue, à travers le choix des données de prélèvement et de séquestration de carbone au site de production de biomasse (US EPA, 2011 ; Swackhamer, Khanna, 2012).

Comme mentionné précédemment, l'une des difficultés majeures de la méthode d'usage des sols Müller-Wenk est la définition d'une durée de vie moyenne du CO₂ fossile, qui est infinie selon le modèle du cycle du carbone de Bern utilisé par l'IPCC. Pour s'affranchir de ce résultat, les auteurs de cette méthode choisissent de définir une durée de vie maximale pour le calcul de cette durée de vie moyenne (Müller-Wenk, Brandão, 2010). Selon les horizons temporels classiquement utilisés par l'IPCC, les auteurs déterminent cette durée de vie moyenne dans deux cas, obtenant 47,5 ans pour une durée de vie maximale fixée à 100 ans, et 157 ans pour une durée de vie maximale fixée à 500 ans. Considérant que la valeur de 47,5 ans conduirait à un impact trop important du potentiel de séquestration de carbone, les auteurs retiennent une durée maximale de 500 ans et donc une durée de vie moyenne du CO₂ fossile de 157 ans. En procédant ainsi, les auteurs introduisent dans le calcul un choix de valeurs important, supplémentaire et non cohérent avec le choix d'horizon temporel déjà existant dans le calcul des PRG.

Enfin, les PRG biogéniques présentent plusieurs difficultés de calcul, dont certaines ont déjà été soulevées par leurs auteurs, qui ont alors essayé de les justifier (Cherubini, Peters, et al., 2011 ; Cherubini, Strømman, et al., 2011 ; Cherubini et al., 2012). Ces difficultés sont notamment :

- Un double comptage lié aux puits de carbone considérés dans le calcul des PRG biogéniques :
Pour différencier une émission de CO₂ biogénique à une de CO₂ fossile, les auteurs des PRG biogéniques ajoutent aux processus de dégradation du CO₂ fossile, correspondant à l'activité des puits de carbone conventionnels, la captation de CO₂ due à la repousse de la plante dont est issu le CO₂ biogénique. Or, l'activité des puits de carbone conventionnels incluant notamment celle de la biosphère terrestre, il y a un double comptage potentiel entre l'activité globale de la biosphère terrestre, et la captation particulière liée à la repousse de la plante. Les auteurs considèrent toutefois qu'il n'y a pas réellement double comptage puisque la fonction de dégradation du CO₂ atmosphérique, selon le modèle de Bern du cycle du carbone, est établie de façon globale, sans inclure l'effet de la gestion forestière ou de la biomasse énergie (Cherubini, Strømman, et al., 2011).
- L'emploi de la fonction de dégradation du CO₂ fossile obtenue par le modèle de Bern du cycle du carbone en dehors de son domaine de validité :
Le modèle de Bern du cycle du carbone établit la fonction de dégradation atmosphérique du CO₂ en réponse à une émission ponctuelle de CO₂ (voir section 3.2.1). Dans le cas du CO₂ fossile, la forme générale de l'équation (11) est vérifiée et traduit l'association d'un scénario d'émissions réduit à une émission ponctuelle de CO₂ et la fonction de dégradation atmosphérique correspondante. Les auteurs des PRG biogéniques utilisent la forme de l'équation (11) dans le cas du CO₂ biogénique, en conservant la fonction de dégradation atmosphérique du CO₂ en réponse à une émission ponctuelle mais en lui associant un scénario net d'émission de CO₂ biogénique, incluant une émission ponctuelle suivie d'une captation par photosynthèse. Indirectement, cela conduit, à l'équation (14), à associer une séquestration de carbone, exprimée par la fonction g_r , à la fonction de dégradation atmosphérique du CO₂, ce qui est difficilement interprétable sur le plan physique.

Ces deux difficultés peuvent être observées à la Figure 23, qui est surprenante à double titre :

- Les fonctions de dégradation du CO₂ biogénique présentent des valeurs négatives, exprimant une concentration atmosphérique de CO₂, après émission, inférieure à celle avant émission ; et
- Rapidement après avoir atteint des valeurs négatives, les fonctions de dégradation du CO₂ atmosphérique sont croissantes, exprimant une émission de CO₂.

Les auteurs des PRG biogéniques expliquent ces observations par l'activité du puits de carbone océanique (Cherubini, Peters, et al., 2011 ; Cherubini, Strømman, et al., 2011 ; Cherubini et al., 2012) : ce puits aurait un effet rapide d'absorption de CO₂ dans sa couche supérieure, ce qui, cumulé à la repousse de la plante, provoquerait l'apparition de valeurs négatives, mais cet effet, limité par le transfert plus lent du carbone des couches océaniques supérieures aux couches océaniques inférieures, s'inverserait lorsque la repousse de la plante est plus rapide, créant ainsi un dégazage et donc une émission de CO₂. Toutefois, ces explications peuvent être discutables puisque s'il est vrai que les équilibres de concentrations en CO₂ entre l'atmosphère et les couches supérieures de l'océan d'une part, et entre les couches supérieures et inférieures de l'océan d'autre part, sont bien pris en compte dans le modèle de Bern du cycle du carbone, ils n'apparaissent plus dans la fonction de dégradation atmosphérique du CO₂, qui est une résultante globale de ce modèle, toujours strictement décroissante. D'un point de vue mathématique, les difficultés observées à la Figure 23 peuvent alors plutôt s'expliquer par le double comptage exposé plus haut, conduisant aux valeurs négatives observées, et l'application de la fonction de dégradation du CO₂ à une séquestration, également exposée plus haut,

créant artificiellement une pondération mathématique de la séquestration de CO₂, qui se traduit graphiquement par une concentration croissante en CO₂ atmosphérique.

En l'absence, à l'heure actuelle, d'explications disponibles satisfaisantes de ces possibles incohérences dans le calcul des PRG biogéniques, les raisonnements de calcul de cette méthode sont jugés insatisfaisants dans le cadre de cette étude.

En conclusion de cette analyse relative à la validité scientifique des raisonnements de calculs sous-jacents aux méthodes considérées, chacune d'entre elles est évaluée en fonction des prérequis indiqués dans le Tableau 17 suivant.

Notation	Prérequis attendus	Méthodes concernées
5	Méthode dont les raisonnements de calculs sous-jacents n'introduisent pas d'hypothèse supplémentaire par rapport aux travaux de référence de l'IPCC et sont pleinement satisfaisants sur le plan scientifique.	
4	Méthode dont les raisonnements de calculs sous-jacents introduisent des modifications mineures par rapport aux travaux de référence de l'IPCC tout en conservant une qualité scientifique satisfaisante.	- PRG ajustés dans le temps
3	Méthode dont les raisonnements de calculs sous-jacents introduisent des modifications majeures par rapport aux travaux de référence de l'IPCC tout en conservant une qualité scientifique satisfaisante.	
	Méthode dont les raisonnements de calculs sous-jacents ne sont pas basés sur les travaux de référence de l'IPCC mais présentant une qualité scientifique satisfaisante.	
2	Méthode dont les raisonnements de calculs sous-jacents introduisent des modifications majeures par rapport aux travaux de référence de l'IPCC, nécessitant des précisions dans les calculs à mettre en œuvre.	
	Méthode dont les raisonnements de calculs sous-jacents ne sont pas basés sur les travaux de référence de l'IPCC et nécessitent des précisions dans les calculs à mettre en œuvre.	- Facteurs EPA
1	Méthode dont les raisonnements de calculs sous-jacents introduisent des modifications majeures par rapport aux travaux de référence de l'IPCC qui ne sont pas satisfaisantes sur le plan scientifique.	- PRG biogéniques - Usage des sols Müller-Wenk
	Méthode dont les raisonnements de calculs sous-jacents ne sont pas basés sur les travaux de référence de l'IPCC et ne sont pas satisfaisants sur le plan scientifique.	
N/A	Méthode ne mettant pas en œuvre de raisonnements de calculs particuliers.	- Neutralité C - Comptabilité totale - Conversion ILCD - Temps de retour GES

Tableau 17 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de validité scientifique de leurs raisonnements de calculs sous-jacents

Reconnaissance internationale des méthodes

Concernant ce critère de reconnaissance, aucune des méthodes considérées ne fait l'objet d'un consensus international. Les méthodes pouvant être considérées comme les mieux acceptées aujourd'hui sont la comptabilité totale et la conversion ILCD, celles-ci étant recommandées par différents guides pratiques et référentiels (voir sections 3.3.2 et 3.4.1) (EC-JRC, 2010 ; Levasseur, Brandão, 2014). Le temps de retour GES, les PRG ajustés dans le temps et les PRG biogéniques possèdent également une bonne visibilité internationale, ces méthodes ayant notamment pu faire l'objet d'articles scientifiques dans des revues prestigieuses telles que *Science* ou *Nature Climate Change* (Fargione et al., 2008 ; Levasseur et al., 2012 ; Elshout et al., 2015), ou être citées par les travaux de l'IPCC comme pistes pour de nouvelles métriques (Myhre et al., 2013).

Inversement, la méthode d'usage des sols Müller-Wenk et les facteurs EPA, bien que disponibles depuis plusieurs années, sont aujourd'hui extrêmement peu utilisés dans la littérature. Enfin, la neutralité C est de plus en plus critiquée dans la littérature, qui remet en cause fortement la validité de cette approche et sa pertinence (Kirschbaum, 2006 ; Rabl et al., 2007 ; Levasseur et al., 2010 ; Cherubini, Peters, et al., 2011 ; Levasseur et al., 2012 ; Brandão et al., 2013 ; Pawelzik et al., 2013 ; Levasseur, Brandão, 2014).

En conclusion de cette analyse relative à la reconnaissance internationale des méthodes considérées, chacune d'entre elles est évaluée en fonction des prérequis indiqués dans le Tableau 18 suivant.

Notation	Prérequis attendus	Méthodes concernées
5	Méthode faisant l'objet d'un consensus international.	
4	Méthode présentant une bonne visibilité internationale, et recommandée par différents guides ou normes de réalisation d'ACV.	- Comptabilité totale - Conversion ILCD
3	Méthode présentant une bonne visibilité internationale via la littérature scientifique.	- PRG ajustés dans le temps - PRG biogéniques - Temps de retour GES
2	Méthode présentant une faible visibilité internationale.	- Facteurs EPA - Usage des sols Müller-Wenk
1	Méthode faisant l'objet d'un nombre croissant de critiques négatives dans la littérature scientifique.	- Neutralité C

Tableau 18 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de reconnaissance internationale

3.5.4. Généricité des méthodes existantes

Généricité en termes d'application

La généricité en termes d'application vise ici notamment à assurer que le principe de chaque méthode est généralisable à d'autres contextes que celui de la biomasse énergie, et notamment celui de la production de matériaux biosourcés, pour lequel la séquestration temporaire de carbone dans les produits soulève également des questions de comptabilisation du carbone biogénique (voir section 2.1). Sur cet aspect, les PRG ajustés dans le temps ont déjà été appliqués dans la littérature à cet enjeu et leur principe permet donc de prendre en compte la séquestration temporaire de carbone dans les produits sans développement supplémentaire (voir également le troisième exemple de la section 3.3.3 et le Tableau 11) (Benoist, Dron, 2009 ; Brandão, Levasseur, 2011 ; Levasseur et al., 2012 ; Brandão et al., 2013 ; Levasseur et al., 2013).

Concernant les PRG biogéniques et la méthode d'usage des sols Müller-Wenk, si leur adaptation à la séquestration temporaire de carbone n'a fait l'objet d'aucun travail dédié, celle-ci paraît a priori envisageable. En effet, le calcul des PRG biogéniques repose sur l'inclusion d'un scénario E_n d'émissions de CO_2 biogénique pour définir sa fonction de dégradation (voir section 3.3.4 et équation (11)) ; en mettant de côté les difficultés de calcul de cette méthode déjà soulignées dans la section 3.5.3, il est mathématiquement possible d'introduire un décalage d'émission de CO_2 biogénique, induit par une séquestration de carbone au sein d'un matériau biosourcé, dans ce scénario E_n d'émissions, en vue de définir de nouveaux PRG biogéniques incluant cet effet de séquestration temporaire. Quant à la méthode d'usage des sols Müller-Wenk, celle-ci repose sur la définition de facteurs de pondération df , comparant une durée de vie d'émission de CO_2 biogénique à une durée de vie d'émission de CO_2 fossile (voir section 3.4.2 et équations (24) à (26)) ; en assimilant une séquestration temporaire de carbone à une émission négative, de durée de vie égale au temps de séquestration, il paraît alors envisageable de définir un facteur de pondération spécifique à la prise en compte de la séquestration temporaire de carbone dans les matériaux biosourcés.

Inversement, les principes de la neutralité C, de la comptabilité totale, des facteurs EPA et de la conversion ILCD, ne paraissent pas pouvoir être appliqués à une prise en compte de la séquestration temporaire de carbone dans les matériaux biosourcés sans une adaptation plus poussée.

En conclusion de cette analyse relative à la généricité des méthodes en termes d'application, chacune d'entre elles est évaluée en fonction des prérequis indiqués dans le Tableau 19 suivant.

Notation	Prérequis attendus	Méthodes concernées
5	Méthode pleinement compatible avec la prise en compte des enjeux spécifiques à la production de matériaux biosourcés.	- PRG ajustés dans le temps
4	Méthode potentiellement compatible avec la prise en compte des enjeux spécifiques à la production de matériaux biosourcés, via des modifications mineures.	- PRG biogéniques - Usage des sols Müller-Wenk
3	Méthode potentiellement compatible avec la prise en compte des enjeux spécifiques à la production de matériaux biosourcés, via des modifications majeures.	
2	Méthode a priori incompatible avec la prise en compte des enjeux spécifiques à la production de matériaux biosourcés.	- Neutralité C - Comptabilité totale - Facteurs EPA - Conversion ILCD - Temps de retour GES
1	Méthode dont l'incompatibilité avec la prise en compte des enjeux spécifiques à la production de matériaux biosourcés a été démontrée.	

Tableau 19 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de généricité en termes d'application

Généricité en termes de question posée

Comme indiqué en section 3.5.1, la généricité des méthodes en termes de question posée est notamment liée au caractère attributionnel ou conséquentiel d'une étude d'ACV (voir section 2.2). De plus, la section 2.4.3 a souligné que, pour la prise en compte de l'usage des sols, le caractère attributionnel ou conséquentiel d'une étude d'ACV influence notamment la définition de l'usage des sols de référence, nécessaire à la caractérisation des impacts. De façon générale, les sections 2.2 et 2.4.3 ont souligné l'importance du scénario de référence pour l'approche conséquentielle. Le Tableau 20, donné en fin de section et décrivant les principales caractéristiques des méthodes revues relatives à leur généricité, précise notamment la façon dont peut être considéré un scénario de référence et, en conséquence, la compatibilité des méthodes vis-à-vis des approches attributionnelle et conséquentielle.

Pour la neutralité C, la comptabilité totale, les PRG ajustés dans le temps et la conversion ILCD, aucun scénario de référence n'est considéré pour la caractérisation des impacts. Ceci présente l'avantage de permettre de définir librement le scénario de référence, mais l'inconvénient de laisser le soin au praticien d'ACV de définir et inclure ce scénario, sans recommandation spécifique. De ce point de vue, les facteurs EPA et le temps de retour GES peuvent paraître plus intéressants car ils explicitent le besoin de définir une référence, sans contraindre sa définition.

Inversement, les PRG biogéniques et la méthode d'usage des sols Müller-Wenk incluent directement un scénario de référence dans la définition du modèle de caractérisation. Dans le cas de la méthode d'usage des sols Müller-Wenk, ce scénario, relatif à l'usage des sols, considère un usage naturel, en accord avec les recommandations actuelles du cadre conceptuel pour l'approche attributionnelle (voir section 2.4.3). Ceci rend la méthode directement compatible avec une approche attributionnelle ; toutefois, dans le cas d'une approche conséquentielle, aucune recommandation n'est formulée pour adapter les facteurs de caractérisation disponibles. Dans le cas des PRG biogéniques, le scénario de référence concerne uniquement l'usage alternatif du bois récolté, supposant implicitement que le carbone correspondant serait resté stocké dans le scénario de référence. Ce cas de figure, limité au bois récolté, ne correspond alors ni à la recommandation d'usage de référence en approche attributionnelle, ni à un scénario de référence standard qui pourrait être considéré en approche conséquentielle, limitant alors, sans adaptation, l'usage des PRG biogéniques à des questions posées très spécifiques.

Neutralité C	Comptabilité totale	PRG ajustés dans le temps	PRG biogéniques	Facteurs EPA	Conversion ILCD	Usage des sols Müller-Wenk	Temps de retour GES ⁽¹⁾
--------------	---------------------	---------------------------	-----------------	--------------	-----------------	----------------------------	------------------------------------

Caractéristique relative à la généricité en termes d'application

Prise en compte de la séquestration dans les produits	Non	Non	Oui	Possible	Non	Non	Possible	N/A
---	-----	-----	-----	----------	-----	-----	----------	-----

Légende de notation :

	: Elément pris en compte
	: Elément pouvant a priori être pris en compte, mais n'ayant fait l'objet d'aucune recherche spécifique
	: Elément non pris en compte

Caractéristiques relatives à la généricité en termes de question posée

Scénario de référence	Possibilité de prise en compte	Comme scénario séparé	Comme scénario séparé	Comme scénario séparé	Inclus dans le modèle	Prévu dans le modèle	Comme scénario séparé	Inclus dans le modèle	Inclus dans le calcul
	Type de référence	Libre	Libre	Libre	Pas de récolte	Libre	Libre	Usage naturel	Libre
Compatibilité vis-à-vis des approches attributionnelle (A) et conséquentielle (C)		A et C	A et C	A et C	Certains cas de C	A et C	A et C	A	Certains cas de C

Légende de notation :

	: Compatibilité totale avec les deux approches
	: Compatibilité totale avec une approche
	: Compatibilité partielle avec une approche

⁽¹⁾ : Indicateur alternatif, complémentaire des méthodes de caractérisation.

Tableau 20 - Principales caractéristiques des méthodes revues relatives à leur généricité

En conclusion de cette analyse relative à la généricité des méthodes en termes de question posée, chacune d'entre elles est évaluée en fonction des prérequis indiqués dans le Tableau 21 suivant.

Notation	Prérequis attendus	Méthodes concernées
5	Méthode compatible avec les approches attributionnelle et conséquentielle. Scénario de référence libre et prévu explicitement par la méthode.	- Facteurs EPA
4	Méthode compatible avec les approches attributionnelle et conséquentielle. Scénario de référence libre, à prévoir par le praticien.	- Neutralité C - Comptabilité totale - PRG ajustés dans le temps - Conversion ILCD
3	Méthode compatible avec l'approche attributionnelle. Scénario de référence défini en accord avec les recommandations actuelles. Compatibilité avec l'approche conséquentielle à développer.	- Usage des sols Müller-Wenk
	Méthode compatible avec l'approche conséquentielle. Scénario de référence libre. Compatibilité avec l'approche attributionnelle à développer.	
2	Méthode compatible avec l'approche attributionnelle uniquement. Scénario de référence défini en accord avec les recommandations actuelles.	
	Méthode compatible avec l'approche conséquentielle uniquement. Scénario de référence libre.	- Temps de retour GES
1	Méthode compatible avec l'approche attributionnelle uniquement. Scénario de référence défini en dehors des recommandations actuelles.	
	Méthode compatible avec l'approche conséquentielle uniquement. Scénario de référence spécifiquement imposé.	- PRG biogéniques

Tableau 21 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de généricité en termes de question posée

3.5.5. Facilité d'usage des méthodes existantes

Complexité de modélisation de l'inventaire

Le Tableau 22 suivant indique, pour chaque méthode de caractérisation, le ou les types de flux d'inventaire qui lui sont associés, distinguant les flux d'émissions vers l'air (« Emission vers l'air »), les flux de transformation des sols (« Transfo. des sols »), et les flux d'occupation des sols (« Occ. ses sols »), ainsi que les éventuelles informations complémentaires à collecter pour la mise en œuvre de la méthode.

	Neutralité C	Comptabilité totale	PRG ajustés dans le temps	PRG biogéniques	Facteurs EPA	Conversion ILCD	Usage des sols Müller-Wenk	Temps de retour GES ⁽¹⁾
Type de flux d'inventaire associé	Emission vers l'air	Emission vers l'air	Emission vers l'air	Emission vers l'air	Emission vers l'air	Transfo. des sols	Transfo. des sols Occ. des sols	N/A
Informations complémentaires à collecter lors de l'inventaire	Caractère biogénique ou non	Contenu carbone des produits	Année de l'émission	Durée de révolution de la plantation	Accroissement annuel de biomasse	Valeurs de stock moyen	Néant	N/A

Légende de notation :

- : Complexité de collecte jugée faible
- : Complexité de collecte jugée modérée
- : Complexité de collecte jugée élevée

⁽¹⁾ : Indicateur alternatif, complémentaire des méthodes de caractérisation.

Tableau 22 - Principales caractéristiques des méthodes revues relatives à leur facilité d'usage

Le Tableau 22 montre que la méthode d'usage des sols Müller-Wenk et la neutralité C sont les méthodes les plus simples d'emploi pour le praticien d'ACV, puisque celles-ci ne nécessitent aucune donnée supplémentaire à collecter. La mise en œuvre de la neutralité C nécessite de préciser le caractère biogénique ou non des émissions renseignées, ce qui constitue une information généralement aisément accessible. En comparaison, la comptabilité totale est légèrement plus complexe, puisqu'elle requiert de bien renseigner le contenu carbone des produits étudiés afin d'éviter certaines difficultés d'affectation (voir section 3.3.2).

Les PRG biogéniques et la conversion ILCD présentent une complexité modérée de modélisation de l'inventaire. Dans le cas des PRG biogéniques, ceci s'explique par le besoin de connaître la durée de la révolution de la plantation dont la biomasse est issue avant de pouvoir déterminer le PRG biogénique à appliquer à une émission de CO₂ biogénique. Quant à la conversion ILCD, sa mise en œuvre nécessite de collecter ou de déterminer les valeurs de stocks moyens des usages des sols considérés. Toutefois, afin de faciliter cette collecte, l'ILCD et l'IPCC présentent des modèles simplifiés de détermination de ces stocks ainsi que des valeurs par défaut (voir section 3.4.1), malheureusement relativement limitées dans le cas des systèmes forestiers.

Enfin, les PRG ajustés dans le temps et les facteurs EPA présentent une complexité jugée élevée de modélisation de l'inventaire. En effet, les PRG ajustés dans le temps nécessitent de disposer d'un profil annualisé d'émissions pour pouvoir être appliqués, ce qui peut s'avérer difficile à obtenir et réclamer un outil dédié de mise en œuvre. Quant aux facteurs EPA, ceux-ci constituent la seule méthode ne disposant pas de tables prédéfinies de facteurs de caractérisation, chaque émission constituant un cas particulier pour lequel le facteur de caractérisation devra être déterminé, selon l'équation (17) donnée à la section 3.3.5.

En conclusion de cette analyse relative à la complexité de modélisation de l'inventaire pour les méthodes considérées, chacune d'entre elles est évaluée en fonction des prérequis indiqués dans le Tableau 23 suivant.

Notation	Prérequis attendus	Méthodes concernées
5	Méthode ne modifiant pas la pratique actuelle de l'ACV et ne nécessitant lors de sa mise en œuvre aucune collecte de données supplémentaires.	- Neutralité C - Usage des sols Müller-Wenk
4	Méthode ne modifiant pas la pratique actuelle de l'ACV mais nécessitant lors de sa mise en œuvre de collecter des données supplémentaires facilement accessibles.	- Comptabilité totale
3	Méthode ne modifiant pas la pratique actuelle de l'ACV mais nécessitant lors de sa mise en œuvre de collecter des données supplémentaires dont l'accès peut s'avérer difficile.	- Conversion ILCD
	Méthode modifiant légèrement la pratique actuelle de l'ACV et nécessitant lors de sa mise en œuvre de collecter des données supplémentaires facilement accessibles.	- PRG biogéniques
2	Méthode modifiant légèrement la pratique actuelle de l'ACV et nécessitant lors de sa mise en œuvre de collecter des données supplémentaires dont l'accès peut s'avérer difficile.	- Facteurs EPA
1	Méthode modifiant fortement la pratique actuelle de l'ACV et nécessitant lors de sa mise en œuvre de collecter des données supplémentaires dont l'accès peut s'avérer difficile.	- PRG ajustés dans le temps
N/A	Méthode complémentaire de la pratique actuelle de l'ACV.	- Temps de retour GES

Tableau 23 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de complexité de modélisation de l'inventaire associé

Difficulté de calcul de nouveaux facteurs de caractérisation

Concernant la neutralité C, la comptabilité totale et les PRG ajustés dans le temps, des tables prédéfinies de valeurs de facteurs de caractérisation existent et couvrent l'ensemble des flux possibles. Il n'y a alors pas nécessité de déterminer de nouveaux facteurs de caractérisation.

Dans le cas de la conversion ILCD, comme mentionné ci-dessus, des recommandations, sous formes d'équations et de valeurs par défaut, sont disponibles afin de guider le praticien à déterminer des valeurs simplifiées de facteurs de caractérisation. La disponibilité d'un guide méthodologique permet également de faciliter le calcul des facteurs EPA ; toutefois certaines imprécisions de ce guide dans les choix de données ne permettent pas à celui-ci de remplir pleinement son but (voir section 3.5.3).

Enfin, la méthode d'usage des sols Müller-Wenk et les PRG biogéniques ne disposent pas de guide méthodologique et nécessitent pour le praticien de s'approprier pleinement ces méthodes. Dans le cas de la méthode d'usage des sols Müller-Wenk, ceci est compensé par la relative facilité des calculs mis en œuvre (voir section 3.4.2). Inversement, lorsque cela est nécessaire, pour adapter le principe de cette méthode à un contexte spécifique d'utilisation par exemple (Cherubini et al., 2012), l'obtention de nouveaux PRG biogéniques peut rapidement s'avérer laborieuse à réaliser, compte tenu des différents calculs d'intégration à réaliser (voir section 3.3.4).

En conclusion de cette analyse relative à la difficulté de calcul de nouveaux facteurs de caractérisation, chacune des méthodes considérées est évaluée en fonction des prérequis indiqués dans le Tableau 24 suivant.

Notation	Prérequis attendus	Méthodes concernées
5	Méthode disposant de tables prédéfinies et exhaustives de facteurs de caractérisation.	- Neutralité C - Comptabilité totale - PRG ajustés dans le temps
4	Méthode disposant de lignes directrices pour le calcul de nouveaux facteurs de caractérisation, et ne présentant pas de difficulté particulière de calcul.	- Conversion ILCD
3	Méthode ne disposant pas de lignes directrices pour le calcul de nouveaux facteurs de caractérisation, mais ne présentant pas de difficulté particulière de calcul.	- Usage des sols Müller-Wenk
2	Méthode disposant de lignes directrices pour le calcul de nouveaux facteurs de caractérisation, mais présentant des difficultés de calcul ou des imprécisions dans la mise en œuvre des lignes directrices.	- Facteurs EPA
1	Méthode ne disposant pas de lignes directrices pour le calcul de nouveaux facteurs de caractérisation, et présentant des difficultés de calcul.	- PRG biogéniques
N/A	Méthode ne constituant pas un modèle de caractérisation et ne définissant donc pas de facteurs de caractérisation.	- Temps de retour GES

Tableau 24 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de difficulté de calcul de nouveaux facteurs de caractérisation

3.5.6. Synthèse de l'analyse critique

Bilan de l'analyse des méthodes

Selon l'analyse des sections 3.5.2 à 3.5.5 précédentes, le Tableau 25 suivant synthétise l'évaluation de chacun des sous-critères considérés, pour chaque méthode considérée.

		Neutralité C	Comptabilité totale	PRG ajustés dans le temps	PRG biogéniques	Facteurs EPA	Conversion ILCD	Usage des sols Müller-Wenk	Temps de retour GES ⁽¹⁾
Complétude		3	4	4	1	1	3	4	1
Validité scientifique	<i>Principe général</i>	2	3	4	4	2	3	4	N/A
	<i>Raisonnements de calcul</i>	N/A	N/A	4	1	2	N/A	1	N/A
	<i>Reconnaissance internationale</i>	1	4	3	3	2	4	2	3
Généricité	<i>En termes d'application</i>	2	2	5	4	2	2	4	2
	<i>En termes de question posée</i>	4	4	4	1	5	4	3	2
Facilité d'usage	<i>Complexité de modélisation de l'inventaire</i>	5	4	1	3	2	3	5	N/A
	<i>Difficulté de calcul de nouveaux facteurs de caractérisation</i>	5	5	5	1	2	4	3	N/A

Légende de notation :

1 2 3 4 5

: Echelle de notation des critères, variant de 1 (point faible) à 5 (point fort).

⁽¹⁾ : Indicateur alternatif, complémentaire des méthodes de caractérisation.

Tableau 25 - Synthèse de l'analyse critique des méthodes existantes de prise en compte du carbone biogénique en ACV

La lecture du Tableau 25 reflète bien la situation actuelle de la neutralité C dans la littérature : bien que très simple à mettre en œuvre en pratique, cette approche est de plus en plus remise en cause sur les plans théorique et scientifique. En comparaison, la comptabilité totale et la conversion ILCD présentent une meilleure validité scientifique que la neutralité C, tout en restant relativement facile à mettre en œuvre, ce qui explique leur bonne reconnaissance actuelle. Toutefois, l'inconvénient majeur de ces deux méthodes est leur caractère statique, ne permettant pas de refléter réellement l'impact du cycle du carbone biogénique sur le changement climatique, ce qui limite leur potentiel pour une analyse fine de la contribution ou de l'atténuation du changement climatique par les systèmes forestiers.

Afin de résoudre cette difficulté, plusieurs méthodes ont été développées afin de mieux prendre en compte le caractère dynamique du cycle du carbone biogénique, parmi lesquelles ont été considérées ici les PRG ajustés dans le temps, les PRG biogéniques, les facteurs EPA et la méthode d'usage des sols Müller-Wenk. Parmi celles-ci, les facteurs EPA apparaissent comme la méthode la plus limitée, sur l'ensemble des critères analysés. L'analyse des PRG biogéniques offre une évaluation très partagée et très contrastée : si le principe de cette méthode est original et intéressant, celle-ci souffre malheureusement de lacunes importantes, du fait notamment d'une couverture très incomplète des mécanismes environnementaux liés au changement climatique et de difficultés scientifiques et pratiques importantes pour sa mise en œuvre.

En comparaison, les PRG ajustés dans le temps et la méthode d'usage des sols Müller-Wenk présentent un potentiel plus intéressant. Développées dans des contextes très différents, l'ACV dynamique pour l'une et le cadre conceptuel de l'usage des sols pour l'autre, elles présentent toutes deux une bonne complétude vis-à-vis de la prise en compte du changement climatique en ACV et une bonne genericité. Concernant les critères de validité scientifique et de facilité d'usage, leurs situations sont inversées : les PRG ajustés dans le temps présentent une base scientifique satisfaisante mais s'avèrent relativement difficiles à mettre en œuvre à l'heure actuelle, tandis que la méthode d'usage des sols Müller-Wenk est plus facile à mettre en œuvre mais est plus discutable sur le plan scientifique.

Enfin, bien qu'il ne s'agisse pas d'une méthode de caractérisation à proprement parler, le temps de retour GES est également considéré dans le Tableau 25. Bien que permettant une mise en forme intéressante de résultats ACV préalablement calculés, cet indicateur possède un champ très restreint, en termes aussi bien de mécanisme environnemental que de champ d'application, le réservant à des utilisations très ponctuelles.

Possibilités actuelles d'associations des méthodes

Comme cela a été souligné à la section 3.5.2 consacrée à l'analyse de la complétude des méthodes, aucune méthode ne permet une caractérisation complète des mécanismes environnementaux liés au changement climatique. D'une façon générale, selon l'analyse réalisée à la section précédente, l'association de la comptabilité totale et de la conversion ILCD peut être considérée comme une première base d'analyse, permettant de considérer à la fois les mécanismes d'émission de gaz à effet de serre et de transformation des sols, tout en offrant un relativement bon compromis vis-à-vis des critères de validité scientifique, de genericité et de facilité d'usage. Toutefois, comme mentionné précédemment, ce compromis se fait à l'heure actuelle au détriment d'une bonne prise en compte du caractère dynamique du cycle du carbone biogénique.

Lorsque l'objectif d'une étude d'ACV nécessite de prendre en compte ces aspects dynamiques, les PRG ajustés dans le temps constituent une piste intéressante à l'heure actuelle. D'après le Tableau 14, cette méthode pourrait alors se substituer, après adaptation mineure, à cette combinaison de méthodes.

Enfin, la section 3.5.2 a également montré que le mécanisme environnemental traduisant le maintien du potentiel de séquestration de carbone d'un usage de sol à un niveau différent d'un certain niveau potentiel de référence n'est considéré que par une seule des méthodes revues, en l'occurrence la méthode d'usage des sols Müller-Wenk. Lorsque l'objectif d'une étude réclame de considérer ce mécanisme, seule cette méthode pourra donc être utilisée à l'heure actuelle, en substitution de la conversion ILCD dans l'association de base, conduisant à une association comptabilité totale et usage des sols Müller-Wenk.

Perspectives de développement

L'analyse critique développée ici montre qu'aucune méthode existante n'est pleinement satisfaisante à l'heure actuelle pour la prise en compte de la dynamique du cycle du carbone biogénique dans la caractérisation de l'impact, positif ou négatif, des systèmes forestiers sur le changement climatique. Toutefois, deux méthodes se démarquent : les PRG ajustés dans le temps, qui constituent une méthode très générique et de validité scientifique raisonnable, et la méthode d'usage des sols Müller-Wenk, dont l'utilisation est relativement aisée en comparaison aux autres méthodes de ce type. Afin de tenter de combiner les avantages de ces deux méthodes, une nouvelle méthode est proposée dans le cadre de

cette étude, basée sur le concept des PRG ajustés dans le temps mais adaptée au cadre conceptuel de l'usage des sols. Une première proposition de description de cette méthode est donnée à la section 3.5.7 suivante.

Parallèlement, l'analyse des méthodes de PRG ajustés dans le temps et biogéniques a montré que celles-ci présentent un bon potentiel en termes de validité scientifique, mais que leur obtention repose sur l'exploitation des principes des PRG conventionnels, souvent à la limite de leurs domaines de validité, ce qui rend leur pertinence à évaluer l'impact réel du cycle du carbone biogénique sur le changement climatique discutable. Toutefois, il a été vu en section 3.2.2 que l'IPCC développe depuis une dizaine d'années une nouvelle métrique, les PTG, qui semble aujourd'hui suffisamment mature pour être utilisée. Par leur définition et leur construction, visant à quantifier une élévation potentielle de température à un horizon temporel donné, les PTG semblent mieux adaptés que les PRG pour évaluer des actions d'atténuation à court ou moyen termes du changement climatique. Le recours accru à la biomasse énergie s'intégrant généralement dans ce type d'actions, il paraît particulièrement intéressant d'adapter les développements réalisés récemment sur les PRG aux PTG, en vue d'améliorer la pertinence et la validité scientifique des méthodes proposées.

3.5.7. Proposition d'application du concept de PRG ajustés dans le temps au cadre conceptuel de l'usage des sols

L'analyse critique de la section 3.5.7 précédente a montré que, parmi les méthodes existantes de prise en compte du carbone biogénique en ACV, les PRG ajustés dans le temps disposent d'une bonne genericité d'application et d'une validité scientifique satisfaisante, mais souffrent d'une facilité d'usage limitée. En effet, les PRG ajustés dans le temps s'inscrivent de façon plus générale dans le cadre du développement de l'ACV dynamique, qui est un axe de recherche encore relativement récent en ACV (voir section 2.3) (Reap et al., 2008b ; Zamagni et al., 2008 ; Guinée et al., 2011).

L'objectif de cette section est de réaliser une première proposition d'application du concept des PRG ajustés dans le temps au cadre conceptuel de l'usage des sols. L'intérêt visé est de pouvoir bénéficier de la pertinence scientifique, vis-à-vis du carbone biogénique, des PRG ajustés dans le temps, tout en bénéficiant du formalisme du cadre conceptuel de l'usage des sols et de la relative facilité d'usage, pour le praticien de l'ACV, de l'évaluation des impacts liés à l'usage des sols. Comme vu précédemment, la seule méthode existante dans la littérature liant le potentiel de séquestration de carbone lié à l'usage des sols au changement climatique est la méthode d'usage des sols Müller-Wenk (voir section 3.4.2) ; l'analyse critique de cette méthode a toutefois révélé que celle-ci souffrait de plusieurs lacunes, notamment sur la pertinence scientifique des choix réalisés pour représenter l'impact du cycle du carbone biogénique sur le changement climatique (voir section 3.5.3).

Enfin, il est important de souligner qu'il s'agit ici d'une première proposition de méthode, qui pourra donc connaître des améliorations ou des modifications à l'avenir. L'intérêt de cette proposition est toutefois d'explorer le potentiel de cette application des PRG ajustés dans le temps à l'usage des sols.

Principe général

La présente proposition s'inscrit dans le cadre conceptuel de l'usage des sols, et vise à renseigner le mécanisme environnemental liant le potentiel de séquestration de carbone des sols au changement climatique (voir section 2.4). Le principe général de cette méthode est de traduire les variations de potentiel de séquestration de carbone considérées dans le cadre conceptuel en profils d'émissions, dont l'impact sur le changement climatique pourra ensuite être évalué à l'aide des PRG ajustés dans le temps.

Obtention des facteurs de caractérisation

Pour le développement de cette méthode, le cadre conceptuel général de l'usage des sols est décliné de la façon suivante :

- L'indicateur de qualité des sols d'intérêt ici est le potentiel de séquestration de carbone.
- L'évaluation des impacts permanents n'est pas considérée pour le moment ; toute variation de qualité est donc supposée réversible.
- L'usage étudié est caractérisé par son potentiel moyen de séquestration au cours de l'occupation.
- Toute altération impliquant une différence durable en termes de qualité du sol, liée à un changement d'usages ou de pratiques, est assimilée à une transformation.
- Les variations de qualité au cours de l'occupation sont limitées à des oscillations autour du potentiel moyen de séquestration de carbone.

D'après ces hypothèses, la représentation schématique générale du cadre conceptuel de l'usage des sols, donnée en Figure 11 peut être déclinée selon la manière donnée en Figure 25. Il peut être précisé que, par souci de simplification, l'ensemble des variations est représenté à la Figure 25 sous forme linéaire ; ceci n'est toutefois pas une hypothèse nécessaire au développement de cette méthode.

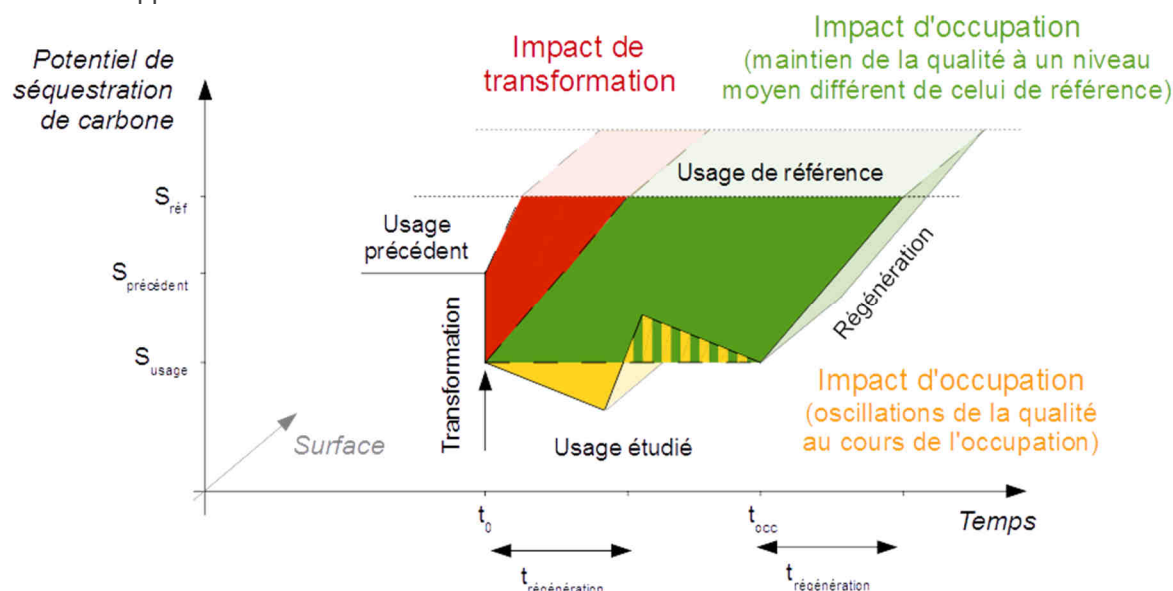


Figure 25 - Adaptation du cadre conceptuel de l'usage des sols pour l'évaluation de ses impacts sur le changement climatique, via l'approche par PRG ajustés dans le temps proposée

Afin de pouvoir traduire les variations du potentiel de séquestration de carbone d'un sol en profils d'émissions, les règles suivantes sont proposées :

- Le profil d'émissions est établi sous forme annualisée.
- Une diminution du potentiel de séquestration est assimilée à une émission de CO_2 , et une augmentation de ce potentiel est assimilée à une captation de CO_2 , comptabilisée comme une émission négative.
- Le profil net d'émissions lié à une transformation se décompose en deux sous-profils :
 - Un sous-profil direct de transformation, compté positivement, comprenant la variation de potentiel due à la transformation ainsi que la variation due à la régénération après transformation ; et
 - Un sous-profil évité de transformation, compté négativement, comprenant la variation de potentiel due à la régénération avant transformation.
- Le profil net d'émissions lié à une occupation se décompose en deux sous-profils :
 - Un sous-profil direct d'occupation, compté positivement, comprenant les oscillations de potentiel au cours de l'occupation ainsi que la variation due à la régénération après occupation ; et
 - Un sous-profil évité d'occupation, compté négativement, comprenant la variation de potentiel due à la régénération avant occupation.

Ces règles de calcul sont illustrées par les Figure 26 et Figure 27 suivantes dans les cas, respectivement, d'une transformation et d'une occupation.

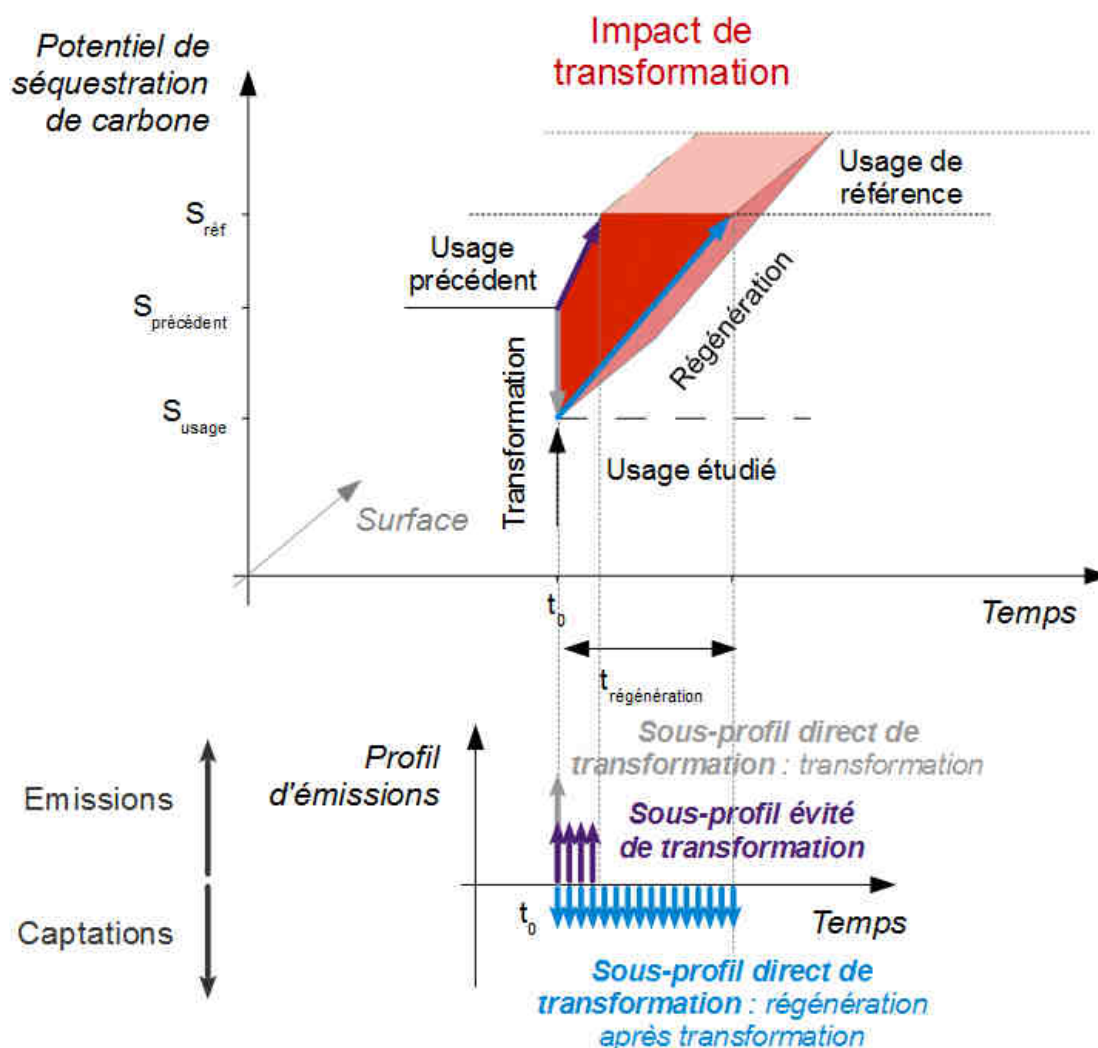


Figure 26 - Obtention du profil net d'émissions d'une transformation d'usage des sols, en vue de l'application des PRG ajustés dans le temps au cadre conceptuel de l'usage des sols

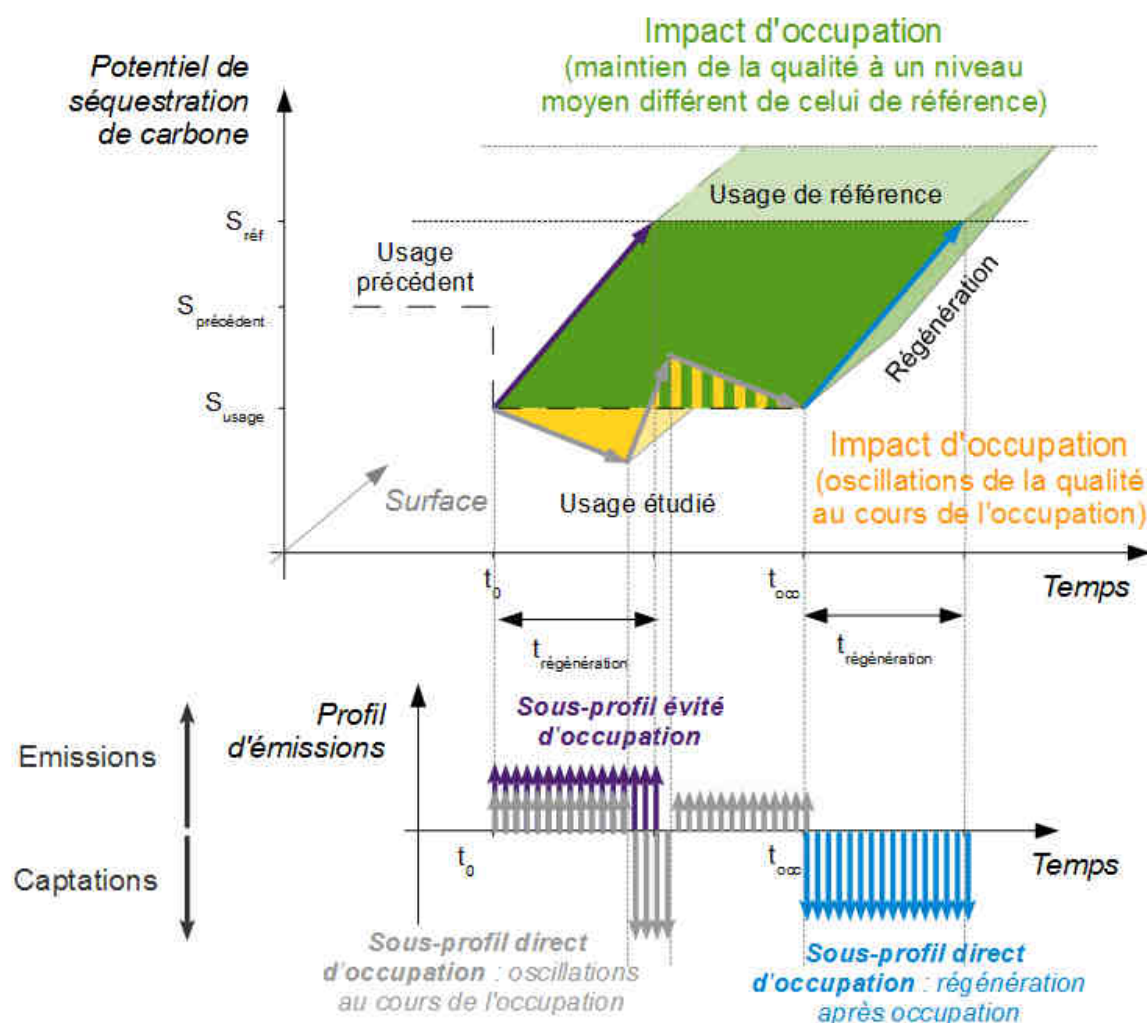


Figure 27 - Obtention du profil net d'émissions d'une occupation de sol, en vue de l'application des PRG ajustés dans le temps au cadre conceptuel de l'usage des sols

Une fois les différents profils nets d'émissions annuelles obtenus, l'impact de ceux-ci sur le changement climatique peut être évalué à l'aide des PRG ajustés dans le temps (voir sections 3.2.3 et 3.3.3). Le résultat obtenu pour l'évaluation du profil de transformation, exprimé en $tCO_{2-éq} / ha$, correspond directement au facteur de caractérisation utilisable pour l'évaluation des impacts liés à une transformation d'usage des sols. Le résultat obtenu pour l'évaluation du profil d'occupation, exprimé en $tCO_{2-éq} / ha$, ramené à la durée d'occupation t_{occ} , correspond au facteur de caractérisation, exprimé en $tCO_{2-éq} / ha / an$, utilisable pour l'évaluation des impacts liés à une occupation des sols.

Mise en œuvre

Cette proposition de méthode étant du ressort de l'usage des sols, de la même façon que pour la méthode d'usage des sols Müller-Wenk, son application par le praticien se fait par multiplication des flux d'inventaires d'occupation et de transformation des sols par des facteurs de caractérisation préalablement calculés (voir section 3.4.2). Toutefois, cette méthode n'étant qu'à l'état de proposition, aucun facteur de caractérisation par défaut n'est disponible à ce stade.

4. Autres enjeux ACV liés à son application au chauffage au bois

De la même façon que la section 3 précédente, cette dernière section traite d'enjeux méthodologiques spécifiques à la réalisation d'ACV de systèmes de chauffage au bois, mais qui, par rapport aux enjeux liés au changement climatique, sont généralement traités moins abondamment dans la littérature. Deux des trois enjeux ainsi abordés ont été préalablement identifiés parmi les principaux défis méthodologiques actuels pour l'application de l'ACV aux produits biosourcés (voir section 2.1) : la résolution des problèmes d'affectation (section 4.1), et la prise en compte de l'épuisement des ressources et des concurrences d'usages (section 4.2). Le troisième enjeu traité ne constitue pas à proprement parler un défi sur le plan méthodologique, mais est aujourd'hui un enjeu de santé publique fort : l'évaluation de la qualité de l'air extérieur (section 4.3).

4.1. Résolution des problèmes d'affectation liés aux systèmes de bois énergie

Cas de multifonctionnalité liés aux systèmes bois énergie

Un système est dit multifonctionnel lorsque celui-ci fournit plusieurs fonctions, qu'il s'agisse de produits ou de services (voir section 1.3.2). Ceci concerne notamment les systèmes bois énergie, dont les principales fonctions peuvent être listées de la façon suivante :

- En termes de services énergétiques, la cogénération éventuelle de chaleur et d'électricité ;
- En termes de gestion forestière :
 - La production de différents types de bois, de différentes qualités et pour différentes finalités, généralement différenciés en bois d'œuvre, bois d'industrie / bois énergie, et menus bois (voir Figure 28) (Colin et al., 2009) ;
 - La mise à disposition d'un espace récréatif pour le public ; et
 - Les services écosystémiques rendus par la forêt, tels que le maintien d'habitats pour la biodiversité, la séquestration de carbone, ou l'épuration de l'eau (Chevassus-au-Louis, 2012).

Certains cas spécifiques de multifonctionnalité peuvent également apparaître selon l'objectif de l'étude. En effet, si une étude vise à déterminer les impacts spécifiques d'une production additionnelle de biomasse forestière, due à un changement de pratiques et en comparaison à un niveau historique de production de biomasse, la distinction entre la quantité de biomasse additionnelle et le niveau historique de production sera résolue de façon identique à un cas classique de multifonctionnalité.

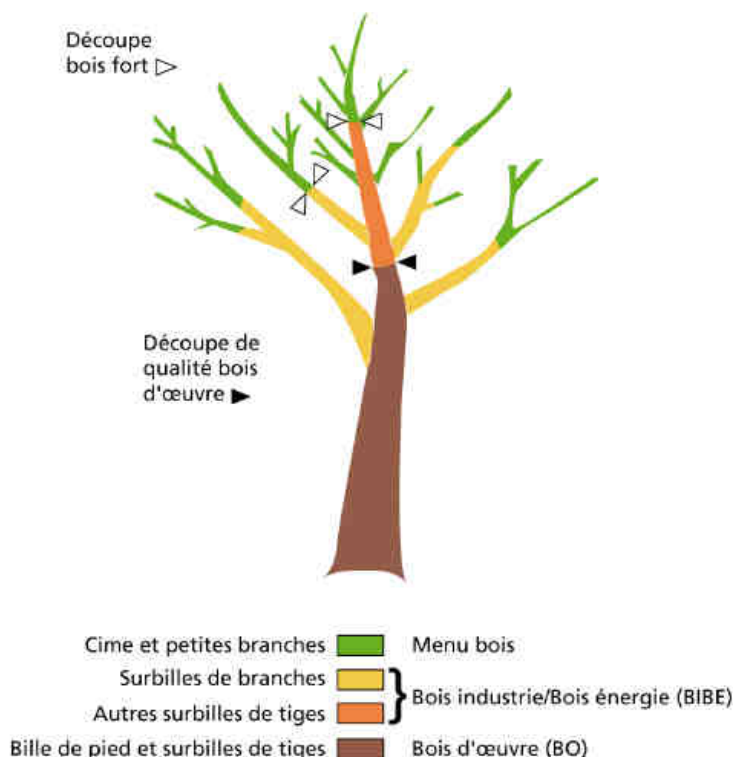


Figure 28 - Localisation dans l'arbre des principales classes et compartiments de bois : bois d'œuvre, bois d'industrie / bois énergie, et menus bois (Colin et al., 2009)

Le caractère récréatif de la forêt n'est généralement pas considéré en ACV : aucun impact ou bénéfice environnemental n'y est donc associé. Concernant les services écosystémiques rendus par la forêt, si leur prise en compte en ACV reste relativement limitée, celle-ci relève préférentiellement de l'évaluation des impacts du cycle de vie, plus particulièrement des mécanismes environnementaux relatifs à l'usage des sols (voir section 2.4.2 et Figure 12, ou section 3.4 pour la caractérisation du rôle de la forêt en tant que puits de carbone). La fourniture de services écosystémiques par la forêt ne constitue donc pas à proprement parler un cas de multifonctionnalité.

Les principaux cas potentiels de multifonctionnalité des systèmes bois énergie à considérer se limitent donc à la cogénération de chaleur et d'électricité et à la co-production de différents types de bois. Concernant cette co-production de bois, il est important de préciser que celle-ci doit être envisagée à l'échelle de la gestion forestière sur un cycle complet et non à chaque intervention réalisée de prélèvement de bois. En effet, à l'instar des cultures agricoles pérennes, les impacts ou bénéfices environnementaux de la gestion forestière ne peuvent être évalués qu'en considérant a minima un cycle entier de gestion, de l'installation du peuplement par boisement ou reboisement à la coupe de maturité (Bessou et al., 2013).

Gestion de la multifonctionnalité des systèmes bois énergie : cas de la subdivision

Quelle que soit l'approche de l'étude, attributionnelle ou conséquentielle, la subdivision est toujours la première méthode de résolution de la multifonctionnalité à mettre en œuvre (voir sections 1.3.2 et 2.2.2).

Dans le cas d'une cogénération, les productions de chaleur et d'électricité sont interdépendantes et la subdivision n'est donc pas possible.

Dans le cas d'une co-production de différents types de bois, la possibilité d'appliquer la subdivision est à vérifier pour chaque opération sylvicole ou, de façon plus générale, pour chaque processus inclus dans les frontières du système. Lorsqu'un processus peut être clairement identifié comme relevant d'un seul type de bois, tel que dans le cas d'une récolte dédiée aux rémanents, la subdivision peut alors être appliquée. Inversement, si un processus est commun à plusieurs types de bois, tel que dans le cas d'une fertilisation ou le cas où intervient un processus de transformation des sols, la subdivision ne peut être appliquée et la multifonctionnalité est à résoudre selon un autre moyen.

Gestion de la multifonctionnalité des systèmes bois énergie en approche attributionnelle

Selon les recommandations de l'ILCD, en approche attributionnelle, le choix d'une règle d'affectation est à privilégier dans les cas où la subdivision des processus n'est pas suffisante pour gérer la multifonctionnalité du système (voir sections 1.3.2 et 2.2.2) (EC-JRC, 2010). D'une façon générale, les travaux de l'ILCD recommandent tout d'abord de choisir une règle d'affectation permettant de refléter la causalité physique entre les consommations de ressources ou émissions d'une part, et les co-fonctions d'autre part. Ce type de résolution peut par exemple être appliqué dans le cas d'une production de chaleur via une chaudière multi-combustibles, où seul un combustible est étudié. Selon le principe de causalité physique, l'émission globale de CO₂ de la chaudière peut être allouée aux différents combustibles selon leurs teneurs respectives en carbone. Inversement, l'émission globale de particules de cette chaudière est difficilement allouable aux différents combustibles, du fait du manque de connaissances sur les phénomènes exacts de formation des particules et des possibles interactions entre combustibles.

Pour les études portant sur une production de biomasse additionnelle due à un changement de pratiques sylvicoles, s'il peut être parfaitement établi qu'il y a causalité physique entre cette transformation de pratiques et la production de biomasse additionnelle, et que cette causalité n'a aucune conséquence sur la production dite historique de biomasse, notamment en termes de qualité, le principe de causalité peut alors être appliquée, impliquant que le processus de transformation et ses impacts associés soient entièrement alloués à la production de biomasse additionnelle.

Pour les consommations, captations ou émissions ne pouvant pas être allouées selon une certaine causalité physique, les travaux de l'ILCD recommandent l'application d'une affectation au prorata de la valeur économique des différentes co-fonctions (EC-JRC, 2010). Toutefois, l'application d'une telle règle peut s'avérer difficile en pratique, compte tenu par exemple de la fluctuation des prix sur les marchés économiques. Ainsi, différentes recommandations de la littérature divergent des travaux de l'ILCD sur ce point. C'est le cas notamment de la directive 2009/28/CE, qui définit des critères de durabilité des carburants issus de la biomasse et impose pour le calcul de ces critères une règle d'affectation énergétique (European Commission, 2009). La norme NF EN 16485 est quant à elle plus partagée, recommandant le choix d'une règle d'affectation sur une propriété physique lorsque les différences de revenus générés par différents co-produits sont faibles, et sur la valeur économique dans le cas contraire (AFNOR, 2014). Pour aider à définir un seuil en termes de différences de revenus, cette norme considère qu'un écart de plus de 25 % est élevé.

Gestion de la multifonctionnalité des systèmes bois énergie en approche conséquentielle

Selon les recommandations de l'ILCD, en approche conséquentielle, l'élargissement du système est à privilégier dans les cas où la subdivision des processus n'est pas suffisante pour gérer la multifonctionnalité (voir sections 1.3.2 et 2.2.2) (EC-JRC, 2010). Comme il a été vu en section 2.2.2 et notamment dans le Tableau 3, cette recommandation générale s'applique de façon différente selon l'objectif de l'étude, pour l'identification des processus à considérer dans le cadre de cet élargissement du système.

En effet, dans le cas d'aide à la décision d'échelle micro, dite situation A, ou de comptabilité environnementale ayant pour ambition d'inclure les interactions avec d'autres systèmes, dite situation C1, il est recommandé que l'élargissement du système considère un marché moyen, tandis que dans le cas d'aide à la décision d'échelle méso / macro, il est recommandé de considérer l'évolution marginale de ce marché (EC-JRC, 2010). Ceci peut être illustré par le cas d'une cogénération de chaleur et d'électricité pour laquelle la fonction principale d'intérêt est la production de chaleur. En approche conséquentielle, la production d'électricité est alors gérée par élargissement du système, en considérant que cette électricité se substitue :

- Au mix électrique moyen de la zone considérée, soit France ou Europe par exemple, en situations A et C1 ; ou
- A l'évolution marginale de ce mix électrique en réponse à cette nouvelle production d'électricité en situation B, c'est-à-dire que sont considérés lors de cet élargissement du système les filières de productions d'électricité qui seront préférentiellement substituées lors de la mise sur le réseau de l'électricité issue de la cogénération.

Enfin, il peut être remarqué que pour les études portant sur une production de biomasse additionnelle due à un changement de pratiques sylvicoles, dans le cas où le changement de pratiques n'a aucune conséquence sur la production dite historique de biomasse, et si le scénario de référence de l'approche conséquentielle est pris comme la conservation de l'ancienne pratique, alors la comparaison entre scénario de référence et scénario d'étude revient à allouer entièrement le processus de transformation à la production de biomasse additionnelle. La démarche peut alors être similaire à celle adoptée en approche attributionnelle, mais selon des hypothèses et des raisonnements différents. Les hypothèses données ici sont notamment celles considérées pour l'expression de l'indicateur de temps de retour en GES (voir section 3.4.1).

4.2. Prise en compte des effets environnementaux de l'utilisation de ressources en systèmes forestiers

Notion de ressource pour les systèmes forestiers

D'après la section 1.2.3 relative à la définition du système d'étude en ACV et de ses frontières, une consommation de ressource correspond à un flux de produit, de matière ou d'énergie, prélevé de l'écosphère, c'est-à-dire de l'environnement naturel, vers la technosphère, c'est-à-dire l'ensemble des activités humaines. Les travaux de l'ILCD distinguent les flux de ressources selon cinq types (EC-JRC, 2010) :

- La consommation de ressources énergétiques, qu'elles soient non renouvelables, telles que le charbon ou le pétrole, ou renouvelables, parmi lesquelles sont citées l'énergie solaire ou la biomasse ;
- La consommation de minerais métalliques ou d'autres éléments minéraux ;
- L'usage des sols, incluant occupation et transformation (voir section 2.4) ;
- L'absorption de CO₂ par activité photosynthétique ; et
- L'usage de l'eau, en précisant a minima si celle-ci est de l'eau douce de surface, de l'eau de mer, ou de l'eau issue de nappes souterraines, différenciées en nappes renouvelables ou nappes fossiles.

D'après cette liste, deux possibilités peuvent être considérées pour prendre en compte les ressources forestières, selon le choix de la frontière entre technosphère et écosphère :

- Si la forêt est placée au sein de l'écosphère, la ressource forestière est la biomasse en tant que telle ; ou
- Si la forêt est placée au sein de la technosphère, la biomasse est un produit intermédiaire de la technosphère, et les ressources mobilisées sont le sol, les éléments nutritifs du sol, l'énergie solaire et le CO₂.

Dans le cadre de cette étude, une forêt placée au sein de l'écosphère est dite forêt non anthropique, et une forêt placée au sein de la technosphère est dite forêt anthropique. Les travaux de l'ILCD ne formulent aucune recommandation quant au choix de la frontière entre technosphère et écosphère et donc quant à la distinction entre forêts anthropiques et non anthropiques. Une telle recommandation peut néanmoins être trouvée dans des travaux du début des années 2000 sur la prise en compte de l'épuisement des ressources abiotiques et biotiques en ACV (Lindeijer et al., 2002). Les auteurs de ces travaux s'inspirent alors d'une définition exprimée par la FAO afin de différencier l'aquaculture de la pêche, en élargissant celle-ci à toute production animale ou végétale. Une production de ressources animales ou végétales peut alors être considérée comme une activité humaine, du ressort de la technosphère, si l'action de l'homme permet d'accroître :

- Le taux de reproduction de la population, en favorisant l'insémination ou en prenant soin des jeunes individus (exprimé par « nursing » en anglais, qui peut être traduit aussi bien par l'allaitement que par les activités de pépinière) ; ou
- L'espérance de vie moyenne de la population, en nourrissant ou en fertilisant, ou en assurant une protection contre les prédateurs, les ravageurs ou les espèces concurrentes.

D'après cette définition, la production française de bois, issue de gestion forestière, est principalement une activité humaine de production. Néanmoins, afin de ne pas se restreindre aux spécificités de l'approvisionnement français, les deux sections suivantes présentent l'état des connaissances et les catégories d'impact environnemental pertinentes pour les deux options explicitées précédemment : l'épuisement des ressources biotiques d'une part, et le potentiel de production de ressources biotiques d'autre part.

Epuisement des ressources biotiques

Comme vu ci-dessus, cet enjeu environnemental est à considérer pour les productions forestières sans intervention humaine sur le taux de reproduction ou l'espérance de vie des essences exploitées, désignées ici sous le nom de forêts non anthropiques. Ceci pourrait concerner certains approvisionnements d'importation de bois en France.

La catégorie d'impact relative à l'épuisement des ressources biotiques n'est pas citée dans les travaux de l'ILCD (EC-JRC, 2011). Néanmoins, lors du développement du modèle actuellement préconisé par l'ILCD pour la prise en compte des ressources minérales et fossiles, classé de niveau II, c'est-à-dire recommandé mais nécessitant quelques améliorations (voir section 1.4.2), une adaptation de ce modèle a été proposée par ses auteurs pour la prise en compte des ressources biotiques (Guinée, 1995 ; Guinée et al., 2001).

Dans le cas des ressources minérales et fossiles, le potentiel absolu d'épuisement d'une ressource i , noté $aADP_i$, est évalué à partir de son taux d'extraction annuel $T_{ex,i}$ et de son niveau de réserve R_i selon l'équation (27) suivante (Guinée et al., 2001). De façon similaire aux PRG pour l'évaluation du changement climatique (voir section 3.2.1), les facteurs de caractérisation relatifs à l'épuisement des ressources sont ensuite obtenus en comparant les potentiels

absolus d'épuisement obtenus pour différentes ressources à celui d'une ressource de référence, généralement l'antimoine Sb.

$$aADP_i = \frac{T_{ex,i}}{R_i^2} \quad (27)$$

Dans le cas des ressources biotiques, la principale différence tient au fait que, contrairement aux ressources fossiles notamment, le taux de renouvellement des ressources n'est pas négligeable. Il est alors proposé d'évaluer le potentiel absolu d'épuisement d'une ressource biotique i , noté $aBDP_i$, à partir de son taux annuel d'extraction $T_{ex,i}$, son niveau de réserve R_i , et de son taux annuel de renouvellement $T_{ren,i}$ (Guinée, 1995 ; Lindeijer et al., 2002). L'équation (27) est alors adaptée selon l'équation (28) suivante :

$$aBDP_i = \frac{T_{ex,i} - T_{ren,i}}{R_i^2} \quad (28)$$

Dans le cadre de ses travaux de thèse, Guinée propose quelques valeurs de potentiels d'épuisement de ressources biotiques, parmi lesquelles sont considérés les bois tropicaux pris dans leur ensemble (Guinée, 1995). Néanmoins, peu de travaux utilisent ou quantifient de tels potentiels, et cette catégorie d'impact environnemental n'est aujourd'hui pas réellement incluse dans la pratique de l'ACV.

Enfin, au-delà de ces aspects d'épuisement de ressources, le prélèvement de ressources biotiques peut également affecter l'aire de protection relative à la qualité des écosystèmes, en termes de biodiversité en menaçant d'extinction certaines espèces, ou en termes de fonctionnement des écosystèmes en perturbant les équilibres dans les chaînes trophiques (Lindeijer et al., 2002). Toutefois, s'il existe quelques travaux relatifs à des secteurs tels que la pêche par exemple (Langlois, 2013), peu d'éléments sont disponibles dans la littérature pour le cas de la biomasse forestière (Lindeijer et al., 2002).

Potentiel de production de ressources biotiques

Comme vu précédemment, cet enjeu environnemental est à considérer pour les productions forestières où l'action humaine permet d'accroître le taux de reproduction ou l'espérance de vie de l'essence exploitée, désignées ici sous le nom de forêts anthropiques. Ceci concerne notamment la majorité des cas de gestion forestière en France.

D'une façon générale, lorsque le bois est considéré comme un produit des activités humaines, différents types de ressources peuvent être considérés : le sol, les éléments nutritifs du sol, le CO_2 , et l'énergie solaire. Concernant l'énergie solaire, aucun enjeu environnemental n'est associé à son utilisation. Concernant le CO_2 , il n'y a également pas d'enjeu lié à son utilisation en tant que ressource ; au contraire, son prélèvement de l'atmosphère peut constituer un bénéfice pour le climat, comme il a été vu en détail à la section 3 précédente.

Concernant le sol et ses éléments nutritifs, l'enjeu de leur utilisation en tant que ressources est identifié parmi les mécanismes environnementaux liés au cadre conceptuel de l'usage des sols (voir section 2.4 et Figure 12). La méthode préconisée au niveau midpoint par les travaux de l'ILCD, classée au niveau III, c'est-à-dire recommandée mais à appliquer avec précaution, traite notamment de ces aspects (EC-JRC, 2011). Selon cette méthode, l'enjeu de l'usage des sols, vis-à-vis de l'aire de protection relative aux ressources naturelles, est la modification de son potentiel de production de ressources biotiques sur le long terme (Milà i Canals, Romanyà, et al., 2007 ; Brandão, Milà i Canals, 2013). Au niveau midpoint, le potentiel de production de ressources biotiques d'un sol est représenté dans cette méthode par sa qualité, caractérisée par son taux de matières organiques. Les auteurs de cette méthode reconnaissent que le taux de matières organiques n'est pas suffisant pour décrire pleinement la qualité d'un sol mais le considèrent comme le meilleur indicateur unique disponible (Milà i Canals, Romanyà, et al., 2007).

Le nouvel indicateur proposé est développé en accord avec le cadre conceptuel d'usage des sols (voir section 2.4). Celui-ci est décliné de la façon suivante, correspondant à la représentation donnée en Figure 29 (Brandão, Milà i Canals, 2013) :

- L'indicateur de qualité d'intérêt est le taux de matières organiques du sol, sur les 30 premiers centimètres, exprimé en kgC / m^2 ;
- Les impacts évalués correspondent aux volumes représentés à la Figure 29, et sont exprimés en $kgC.an$;
- Les perturbations de qualité au cours de l'occupation ne sont pas prises en compte ;
- Pour chaque calcul de facteurs de caractérisation impliquant des usages agricoles ou forestiers, le taux de régénération R est supposé identique entre tous les processus de régénération considérés ; et
- La détermination du taux de régénération R est spécifique à chaque calcul de facteurs de caractérisation, en considérant que le temps de régénération entre l'usage étudié et l'usage de référence est de 20 ans.

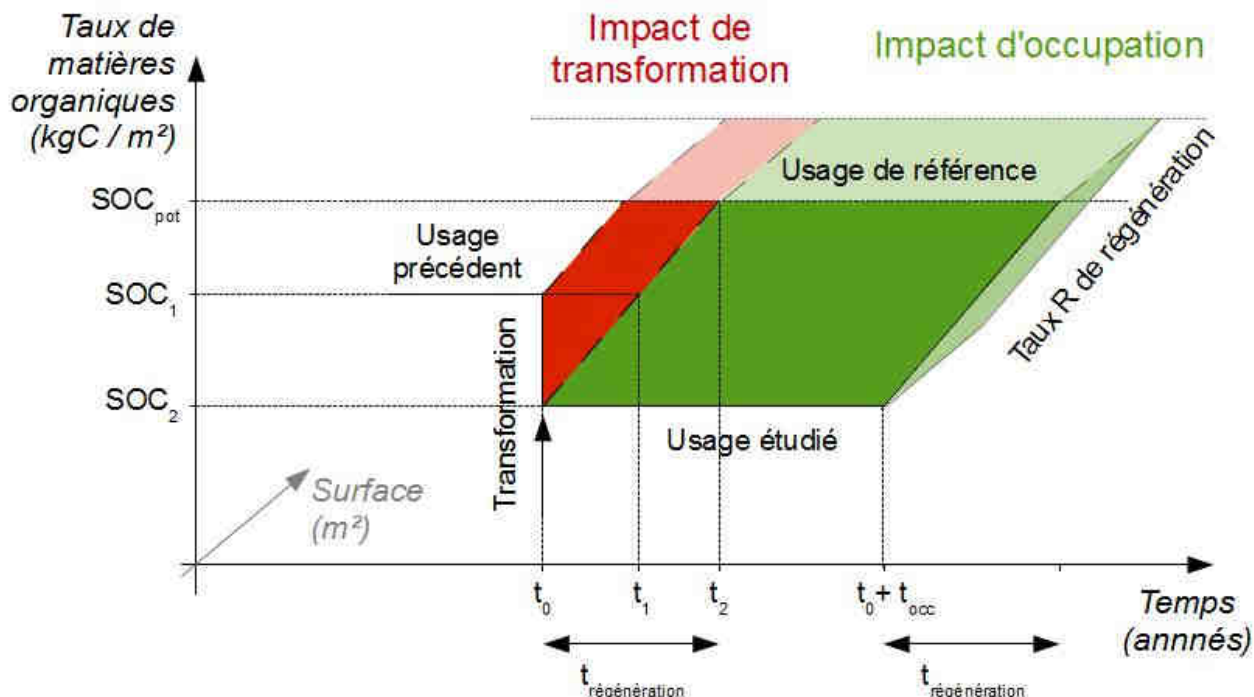


Figure 29 - Adaptation du cadre conceptuel de l'usage des sols pour l'évaluation de ses impacts sur le potentiel de production de ressources biotiques (adaptée de (Brandão, Milà i Canals, 2013))

De façon générale, les facteurs de caractérisation d'occupation et de transformation de ce modèle peuvent être calculés respectivement selon les équations (29) et (30) suivantes.

$$FC_{\text{occupation pendant 1 an}} = \frac{(SOC_{\text{pot}} - SOC_2) \cdot t_{\text{occ}}}{t_{\text{occ}}} = SOC_{\text{pot}} - SOC_2 \quad (29)$$

$$FC_{\text{transformation}} = \frac{1}{2} \cdot (SOC_1 - SOC_2) \cdot (t_1 - t_0) + (SOC_{\text{pot}} - SOC_1) \cdot (t_1 - t_0) \quad (30)$$

D'après les hypothèses formulées précédemment, le taux de régénération R peut être calculé de la façon donnée selon l'équation (31), ce qui permet d'exprimer le facteur de caractérisation de transformation selon l'équation (32).

$$R = \frac{SOC_{\text{pot}} - SOC_2}{20} = \frac{SOC_1 - SOC_2}{t_1 - t_0} \quad (31)$$

$$FC_{\text{transformation}} = \left(\frac{1}{2} \cdot (SOC_1 - SOC_2) + (SOC_{\text{pot}} - SOC_1) \right) \cdot 20 \cdot \frac{SOC_1 - SOC_2}{SOC_{\text{pot}} - SOC_2} \quad (32)$$

Pour déterminer les différents niveaux de stock de carbone du sol nécessaires au calcul des équations (29) et (32), les auteurs de la méthode recommandent d'employer les valeurs par défaut fournies par l'IPCC (voir la section 3.4.1 et l'équation (21) pour plus d'éléments sur ces valeurs par défaut) (Aalde, Gonzalez, Gytarsky, Krug, Kurz, Lasco, et al., 2006). Comme vu précédemment, pour une condition pédoclimatique donnée, ces valeurs par défaut proposent une valeur unique pour le stock de carbone du sol en forêt, quelle que soit la pratique de gestion. Ceci implique que les facteurs de caractérisation proposés par défaut ne permettent pas de différencier les pratiques de gestion forestière entre elles.

4.3. Qualité de l'air extérieur

Rôle du chauffage au bois vis-à-vis de la qualité de l'air extérieur

La notion de pollution ou de qualité de l'air extérieur est large. Elle couvre la présence dans l'atmosphère de différents types de substances polluantes, telles que les particules fines, les composés organiques volatils (COV) ou l'ozone, pouvant être émises directement dans l'atmosphère ou issues de polluants précurseurs, distinguant ainsi ces substances en polluants dits respectivement primaires ou secondaires. Leurs effets sur l'environnement concernent aussi bien la santé humaine, en contribuant à l'apparition de cancers ou de maladies respiratoires par exemple, que les écosystèmes, via des phénomènes tels que les retombées de polluants sous forme de pluies acides ou l'effet de la diminution de la couche d'ozone (Bareau, 2015). D'un point de vue normatif, le Code français de l'Environnement inclut pour la surveillance de la qualité de l'air extérieur les substances ou types de substances suivants : les oxydes d'azote NO_x , les particules fines, distinguant les particules de moins de 10 micromètres PM_{10} et celles de moins de 2,5 micromètres $\text{PM}_{2.5}$, le plomb Pb, le dioxyde de soufre SO_2 , l'ozone O_3 , le monoxyde de carbone CO, le benzène C_6H_6 , les métaux lourds, incluant arsenic As, cadmium Cd et nickel Ni, et les hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP, représentés par le benzo(a)pyrène (Journal Officiel de la République Française, 2010).

Les travaux de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) identifient l'émission de particules fines, notamment $\text{PM}_{2.5}$, comme la principale contribution de la combustion de bois à la pollution de l'air extérieur (Chafe et al., 2015). A l'échelle mondiale, le bois de feu joue un rôle majeur puisque ces travaux estiment qu'environ 40 % des émissions anthropiques de $\text{PM}_{2.5}$ sont dues à la combustion de bois et de charbon pour le secteur résidentiel, dont 80 % pour la cuisson dans les pays en voie de développement. Concernant plus spécifiquement le chauffage résidentiel en Europe, celui-ci représente environ 40 % des émissions anthropiques de $\text{PM}_{2.5}$ en 2010, dont environ 75 % par la combustion de biomasse. De plus la contribution relative du chauffage au bois aux émissions de $\text{PM}_{2.5}$ est croissante, celle-ci ayant plus que doublée en Europe entre 1990 et 2010, du fait à la fois d'un recours accru à cette source d'énergie et d'une réduction d'émissions par les autres secteurs. Enfin, en termes de concentration atmosphérique, qui permet d'inclure à la fois l'effet des polluants primaires et secondaires, le secteur résidentiel est responsable de 11,8 % des $\text{PM}_{2.5}$ présents dans l'atmosphère en Europe de l'Ouest (Chafe et al., 2015).

A l'échelle de la France, l'importance des particules fines est encore plus marquée, du fait notamment du recours limité aux centrales thermiques pour la production d'électricité. Ainsi, selon le Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), le secteur résidentiel a contribué en 2013 aux émissions nationales de $\text{PM}_{2.5}$ à hauteur de 48 %, et de PM_{10} à hauteur de 32 %, principalement via la combustion de biomasse (Serveau et al., 2015). Concernant l'émission d'autres substances visées par le Code français de l'Environnement pour la qualité de l'air extérieur, les analyses sectorielles du CITEPA soulignent le rôle du chauffage au bois pour l'émission notamment de HAP, de COV, et, dans une moindre mesure, de métaux tels que l'arsenic et le plomb. En effet, le secteur résidentiel a contribué à 69 % des émissions nationales de HAP en 2013, du fait principalement de la combustion de biomasse. Concernant les COV, le secteur résidentiel représente 40 % des émissions nationales ; l'origine principale de ces émissions est liée à l'utilisation de solvants, puis à la combustion de biomasse. Toutefois, comme mentionné en section 3.1.4, une particularité importante des systèmes de chauffage au bois vis-à-vis des COV tient aux émissions en forêts. A l'heure actuelle, ces émissions ne sont pas répertoriées dans les inventaires nationaux, mais à titre de comparaison, l'ensemble des émissions non répertoriées, incluant les émissions biogéniques agricoles et forestières ainsi que certaines émissions des transports maritime et aérien, représente environ le double des émissions répertoriées. Enfin, le secteur résidentiel a représenté en 2013 respectivement 18 % et 8 % des émissions atmosphériques nationales d'arsenic et de plomb, celles-ci pouvant être imputées principalement à la combustion de biomasse dans les deux cas (Serveau et al., 2015).

Prise en compte de la qualité de l'air extérieur en ACV

Comme mentionné ci-dessus, la notion de qualité de l'air extérieur est large et fait référence à différents types d'effets environnementaux (Bareau, 2015). En ACV, lors de la phase d'évaluation de l'impact de cycle de vie (voir section 1.4), ceci implique que la qualité de l'air extérieur fait appel à différentes catégories d'impact environnemental, à différents mécanismes environnementaux, et donc, d'un point de vue pratique, à différents indicateurs d'impact. En effet, toute catégorie d'impact environnemental incluant un ou plusieurs mécanismes environnementaux liés à l'émission vers l'air de substances gazeuses, liquides ou solides, telles que les aérosols ou les particules fines, contribue à l'évaluation de la qualité de l'air extérieur. Ainsi, la majorité des catégories d'impact classiquement utilisées en ACV relève de la qualité de l'air extérieur, et seules les catégories relatives à l'épuisement de ressources et aux radiations ionisantes peuvent être exclues de l'étude de la pollution de l'air extérieur (voir section 1.4.2 et Tableau 1).

Afin de mieux identifier les enjeux de pollution de l'air extérieur associés plus particulièrement au chauffage au bois, le Tableau 26 précise la contribution des principaux polluants associés au chauffage au bois, c'est-à-dire les particules fines, les HAP, les COV et les métaux lourds As et Pb, aux différentes catégories d'impact impliquées pour l'évaluation de la qualité de l'air. L'évaluation ILCD de la qualité des modèles de caractérisation disponibles pour chaque catégorie d'impact est également rappelée (voir Tableau 1 et section 1.4.2).

Catégorie d'impact	Qualité des modèles		Contribution des espèces suivantes :			
	Midpoint	Endpoint	PM	HAP	COV	As, Pb
Changement climatique	I	Interim	(✓)		(✓)	
Destruction de la couche d'ozone	I	Interim				
Acidification	II	Interim				
Eutrophisation	Aquatique	II				
	Terrestre	II				
Formation d'ozone photochimique	II	II			✓	
Particules / Effets respiratoires des inorganiques	I	I / II	✓			
Toxicité humaine	Cancérigène	II / III	(✓)	✓	✓	✓
	Non-cancérigène	II / III	(✓)	✓	✓	✓
Ecotoxicité en eaux douces	II / III	-	(✓)	✓	✓	✓

Echelle ILCD de notation des modèles : I : Recommandé et satisfaisant

II : Recommandé, mais quelques améliorations requises

III : Recommandé, mais à appliquer avec précaution

Interim : Trop immature pour être recommandé

Légende des contributions : ✓ : Substance contribuant à la catégorie d'impact environnemental et prise en compte par le modèle midpoint préconisé par les travaux de l'ILCD
(✓) : Substance contribuant a priori à la catégorie d'impact environnemental mais non prise en compte, ou prise en compte partiellement, par le modèle midpoint préconisé par les travaux de l'ILCD

Tableau 26 - Caractérisation des principales catégories d'impact impliquées pour l'évaluation de la qualité de l'air extérieur : rappel de la notation ILCD quant à la qualité des modèles, et contribution des principaux polluants émis par les systèmes de chauffage au bois

Le Tableau 26 montre que le chauffage au bois ne joue pas de rôle particulier quant à la destruction de la couche d'ozone ainsi que l'acidification et l'eutrophisation des milieux.

Concernant le changement climatique, les COV et les particules fines sont des agents de forçage de court terme (Myhre et al., 2013), mais, comme il a été vu en section 3.1.3, ces contributions ne sont pas prises en compte dans les travaux de l'ILCD et dans les modèles disponibles.

Vis-à-vis des effets respiratoires des inorganiques, les modèles disponibles ont été jugés satisfaisants à l'échelle midpoint, satisfaisants à l'échelle endpoint pour les polluants primaires, et nécessitant quelques améliorations à l'échelle endpoint pour les polluants secondaires (EC-JRC, 2011). A l'échelle midpoint, le modèle RiskPoll⁴ est recommandé, notamment pour la relative facilité d'adaptation du modèle pour la prise en compte de facteurs locaux, tels que la hauteur d'émission des polluants ou la densité de population, qui sont deux paramètres influents pour la caractérisation de cet impact.

Concernant la formation d'ozone photochimique, les travaux de l'ILCD ont recommandé le modèle développé pour la méthode d'évaluation ReCiPe, mais en identifiant quelques besoins d'améliorations (EC-JRC, 2011). Notamment, les travaux de l'ILCD mettent en valeur que ce modèle est aujourd'hui bien adapté pour les impacts sur la santé humaine, mais moins approprié pour caractériser les impacts sur les écosystèmes.

Enfin, pour l'ensemble des aspects de toxicité et d'écotoxicité, les recommandations de l'ILCD sont différenciées selon les substances (EC-JRC, 2011). Au niveau midpoint, le modèle USEtox est recommandé avec quelques besoins d'améliorations pour la prise en compte de substances telles que les HAP et les COV, et recommandé mais à appliquer avec précaution pour la prise en compte des métaux. Au niveau endpoint, seule la prise en compte des effets cancérogènes sur la santé humaine a été jugée suffisamment aboutie pour être recommandée, pour certaines substances uniquement, dont les HAP et les COV notamment, mais pas les métaux. Concernant les particules fines, qui constituent en réalité un regroupement de différents polluants, il s'avère extrêmement difficile de caractériser leurs effets toxiques de façon générique, ceux-ci dépendant des combinaisons d'espèces impliquées (Davidson et al., 2005).

⁴ Modèle disponible en ligne à l'adresse suivante : <http://www.arirabl.org/software/>. Dernier accès : octobre 2015.

5. Conclusions

L'état de l'art réalisé dans le cadre de cette étude préliminaire à la réalisation de bilans environnementaux sur le chauffage au bois a permis de mettre en valeur les principales difficultés méthodologiques rencontrées pour l'évaluation environnementale par ACV de systèmes de bois énergie. Parmi celles-ci, le présent rapport détaille notamment l'état des connaissances actuelles concernant :

- La distinction d'approches attributionnelle et conséquentielle pour la réalisation d'études d'ACV et l'effet de ces approches sur la réalisation d'une ACV (voir notamment section 2.2) ;
- La gestion de la multifonctionnalité des systèmes forestiers (voir notamment section 4.1) ;
- La prise en compte du cycle du carbone biogénique pour l'évaluation des impacts, positifs ou négatifs, sur le changement climatique des systèmes de chauffage au bois (voir notamment section 3) ; et
- La prise en compte des effets environnementaux de l'utilisation de ressources en systèmes forestiers (voir notamment section 4.2).

Parmi ces quatre éléments, seule la gestion de la multifonctionnalité des systèmes forestiers peut être considérée comme réellement mature sur le plan méthodologique. En effet, il n'existe aujourd'hui plus que de faibles besoins de recherche sur ce sujet. Les principaux manques pour le praticien d'ACV concernent plutôt la spécification de lignes directrices claires, spécifiques aux cas concrets de multifonctionnalité qui peuvent être rencontrés, et l'accessibilité des données, pour la mise en œuvre de solutions telles que l'élargissement du système ou l'affectation économique.

De façon similaire à la gestion de la multifonctionnalité, la distinction et la description des approches attributionnelle et conséquentielle ont fait l'objet de très nombreux travaux de recherche au cours des 15 à 20 dernières années et ont bien progressé de façon générale. Toutefois, d'importants travaux de recherche sont encore nécessaires, notamment pour la réalisation d'ACV conséquentielles. En effet, des progrès peuvent encore être attendus sur le plan théorique, notamment pour l'évaluation des impacts liés à l'usage des sols ou à l'usage des ressources de façon générale. Mais c'est surtout sur le plan opérationnel que les manques sont les plus importants, la mise en œuvre d'ACV conséquentielles faisant appel à de nombreux champs de compétences différents, incluant notamment l'ACV, l'économie de marché et la prospective. Plus de travaux de recherche combinant ces différentes compétences sont ainsi nécessaires en vue d'aboutir à la mise au point de méthodes et d'outils permettant d'identifier et de quantifier de manière fiable les conséquences d'une décision.

En ce qui concerne la prise en compte du cycle du carbone biogénique pour l'évaluation des impacts sur le changement climatique, le sujet fait actuellement l'objet d'un nombre croissant d'études et de travaux de recherche. Néanmoins, l'analyse critique de la littérature réalisée dans le cadre de cette étude a permis de constater qu'aucune méthode actuellement disponible n'est pleinement satisfaisante et que de nombreux progrès sont nécessaires pour disposer d'une méthode fiable et robuste. A court terme, le travail réalisé ici propose une nouvelle méthode de prise en compte du cycle du carbone biogénique, basée sur une combinaison des méthodes qui sont apparues comme les plus prometteuses. Néanmoins, il est aujourd'hui trop tôt pour juger de la qualité potentielle d'une telle méthode, qui nécessite d'être testée en pratique ; la deuxième partie de cette étude, consacrée à la mise en œuvre des méthodes de caractérisation d'impact sur le changement climatique sur différents cas d'étude, permettra de bénéficier d'un premier retour d'expérience sur cette nouvelle méthode. A moyen terme cependant, il paraît nécessaire de poursuivre les recherches en termes de mise au point de méthode afin d'aboutir à une méthode d'une manière scientifiquement robuste le lien entre la dynamique du cycle du carbone biogénique et celle du système climatique pour déterminer l'effet réel de ce cycle du carbone biogénique sur le climat, ce qui constitue une lacune commune à l'ensemble des méthodes existantes dans la littérature.

Enfin, l'analyse de la littérature relative à la prise en compte des effets environnementaux liés à l'utilisation de ressources en systèmes forestiers a révélé d'importantes lacunes, les enjeux associés étant identifiés depuis près de 20 ans mais relativement peu étudiés depuis lors. Pour les systèmes, correspondant à la plupart des forêts françaises, pour lesquels il peut être considéré que la ressource mobilisée pour la production de bois est le sol et que le bois sur pied est un produit de la sylviculture, relevant de la technosphère, une méthode opérationnelle existe mais reste très partielle et est donc à utiliser avec une grande précaution. Pour les systèmes non anthropiques pour lesquels le bois sur pied extrait des forêts est assimilable directement à une ressource, aucune méthode opérationnelle n'est actuellement disponible.

Références bibliographiques

- AALDE, Harald, GONZALEZ, Patrick, GYTARSKY, Michael, KRUG, Thelma, KURZ, Werner A., LASCO, Rodel D., MARTINO, Daniel L., MCCONKEY, Brian G., OGLE, Stephen, PAUSTIAN, Keith, RAISON, John, RAVINDRANATH, N.H., SCHOENE, Dieter, SMITH, Pete, SOMOGYI, Zoltan, VAN AMSTEL, Andre et VERCHOT, Louis, 2006. Generic Methodologies Applicable to Multiple Land-use Categories. In : EGGLESTON, Simon, BUENDIA, Leandro, MIWA, Kyoko, NGARA, Todd et TANABE, Kiyoto (éd.), *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use* [en ligne]. June 2014. Hayama, Japan : Institute for Global Environmental Strategies (IGES). p. 2.1-2.59. Disponible à l'adresse : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.
- AALDE, Harald, GONZALEZ, Patrick, GYTARSKY, Michael, KRUG, Thelma, KURZ, Werner A., OGLE, Stephen, RAISON, John, SCHOENE, Dieter, RAVINDRANATH, N.H., ELHASSAN, Nagmeldin G., HEATH, Linda S., HIGUCHI, Niro, KAINJA, Samuel, MATSUMOTO, Mitsuo, SANZ SÁNCHEZ, María José et SOMOGYI, Zoltan, 2006. Forest Land. In : EGGLESTON, Simon, BUENDIA, Leandro, MIWA, Kyoko, NGARA, Todd et TANABE, Kiyoto (éd.), *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use* [en ligne]. June 2014. Hayama, Japan : Institute for Global Environmental Strategies (IGES). p. 4.1-4.83. Disponible à l'adresse : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.
- AFNOR, 2014. *Bois ronds et sciages — Déclarations environnementales de produits — Règles de définition des catégories de produits en bois et à base de bois pour l'utilisation en construction*. S.I.
- AGOSTINI, Alessandro, GIUNTOLI, Jacopo et BOULAMANTI, Aikaterini, 2013. *Carbon accounting of forest bioenergy* [en ligne]. Ispra, Italy. Disponible à l'adresse : http://iet.jrc.ec.europa.eu/bf-ca/sites/bf-ca/files/files/documents/eur25354en_online-final.pdf.
- ANEX, Robert et LIFSET, Reid, 2014. Life Cycle Assessment - Different Models for Different Purposes. In : *Journal of Industrial Ecology* [en ligne]. 2014. Vol. 18, n° 3, p. 321-323. DOI 10.2166/wst.2011.258. Disponible à l'adresse : <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/0471238961.lifeguin.a01/full>.
- AUDSLEY, Eric, ALBER, Sebastian, CLIFT, Roland, COWELL, Sarah, CRETIAZ, Pierre, GAILLARD, Gérard, HAUSHEER, Judith, JOLLIET, Olivier, KLEIJN, René, MORTENSEN, Bente, PEARCE, David, ROGER, Etienne, TEULON, Hélène, WEIDEMA, Bo et VAN ZEIJTS, Henk, 2003. *Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for agriculture*. S.I.
- BAREAU, Hélène, 2015. *La pollution de l'air extérieur* [en ligne]. S.I. Disponible à l'adresse : <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/guide-pratique-pollution-air-exterieur.pdf>.
- BELLON-MAUREL, V., AISSANI, L., BESSOU, C., LARDON, L., LOISEAU, E., RISCH, E., ROUX, P. et JUNQUA, G., 2013. What scientific issues in life cycle assessment applied to waste and biomass valorization? Editorial. In : *Waste and Biomass Valorization*. 2013. Vol. 4, n° 2, p. 377-383. DOI 10.1007/s12649-012-9189-4.
- BENOIST, Anthony, 2009. *Adapting Life-Cycle Assessment to biofuels: some elements from the first generation case* [en ligne]. S.I. : Mines ParisTech. Disponible à l'adresse : <https://tel.archives-ouvertes.fr/pastel-00005919>.
- BENOIST, Anthony et DRON, Dominique, 2009. Integrating GHG dynamics in biomass-based products LCA. In : *Proceedings of the 4th International Conference on Life Cycle Management*. Cape Town, South Africa : s.n. 2009. p. 6.
- BESSOU, Cécile, BASSET-MENS, Claudine, TRAN, Thierry et BENOIST, Anthony, 2013. LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment* [en ligne]. 2013. Vol. 18, n° 2, p. 340-361. DOI 10.1007/s11367-012-0502-z. Disponible à l'adresse : <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-012-0502-z>.
- BRANDÃO, Miguel, CLIFT, Roland, COWIE, Annette et GREENHALGH, Suzie, 2014. The Use of Life Cycle Assessment in the Support of Robust (Climate) Policy Making: Comment on « Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation ... » In : *Journal of Industrial Ecology*. 2014. Vol. 18, n° 3, p. 461-463. DOI 10.1111/jiec.12152.

BRANDÃO, Miguel et LEVASSEUR, Annie, 2011. *Assessing temporary carbon storage in life cycle assessment and carbon footprinting - Outcomes of an expert workshop* [en ligne]. Ispra, Italy. Disponible à l'adresse : http://www.avnir.org/documentation/e_book/Workshop-Report-final.pdf.

BRANDÃO, Miguel, LEVASSEUR, Annie, KIRSCHBAUM, Miko U. F., WEIDEMA, Bo P., COWIE, Annette L., JØRGENSEN, Susanne Vedel, HAUSCHILD, Michael Z., PENNINGTON, David W. et CHOMKHAMSRI, Kirana, 2013. Key issues and options in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment* [en ligne]. 2 juin 2013. Vol. 18, n° 1, p. 230-240. [Consulté le 2 août 2013]. DOI 10.1007/s11367-012-0451-6. Disponible à l'adresse : <http://link.springer.com/10.1007/s11367-012-0451-6>.

BRANDÃO, Miguel et MILÀ I CANALS, Llorenç, 2013. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment* [en ligne]. 2 juillet 2013. Vol. 18, n° 6, p. 1243-1252. DOI 10.1007/s11367-012-0381-3. Disponible à l'adresse : <http://link.springer.com/10.1007/s11367-012-0381-3>.

BRIGHT, Ryan M., CHERUBINI, Francesco et STRØMMAN, Anders H., 2012. Climate impacts of bioenergy: Inclusion of carbon cycle and albedo dynamics in life cycle impact assessment. In : *Environmental Impact Assessment Review* [en ligne]. 2012. Vol. 37, p. 2-11. DOI 10.1016/j.eiar.2012.01.002. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2012.01.002>.

CHAFE, Zoë, BRAUER, Michael, HÉROUX, Marie-Eve, KLIMONT, Zbigniew, LANKI, Timo, SALONEN, Raimo O. et SMITH, Kirk R., 2015. *Residential heating with wood and coal: health impacts and policy options in Europe and North America*. Copenhagen, Denmark.

CHERUBINI, Francesco, GUEST, Geoffrey et STRØMMAN, Anders H., 2012. Application of probability distributions to the modeling of biogenic CO₂ fluxes in life cycle assessment. In : *GCB Bioenergy* [en ligne]. novembre 2012. Vol. 4, n° 6, p. 784-798. DOI 10.1111/j.1757-1707.2011.01156.x. Disponible à l'adresse : <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1757-1707.2011.01156.x>.

CHERUBINI, Francesco, PETERS, Glen P., BERNTSEN, Terje, STRØMMAN, Anders H. et HERTWICH, Edgar, 2011. CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. In : *GCB Bioenergy* [en ligne]. 23 octobre 2011. Vol. 3, n° 5, p. 413-426. DOI 10.1111/j.1757-1707.2011.01102.x. Disponible à l'adresse : <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1757-1707.2011.01102.x>.

CHERUBINI, Francesco, STRØMMAN, Anders H. et HERTWICH, Edgar, 2011. Effects of boreal forest management practices on the climate impact of CO₂ emissions from bioenergy. In : *Ecological Modelling* [en ligne]. 2011. Vol. 223, n° 1, p. 59-66. DOI 10.1016/j.ecolmodel.2011.06.021. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.06.021>.

CHERUBINI, Francesco et STRØMMAN, Anders Hammer, 2011. Life cycle assessment of bioenergy systems: state of the art and future challenges. In : *Bioresource technology* [en ligne]. janvier 2011. Vol. 102, n° 2, p. 437-51. DOI 10.1016/j.biortech.2010.08.010. Disponible à l'adresse : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20832298>.

CHEVASSUS-AU-LOUIS, Bernard, 2012. Les services écologiques des forêts : définition des concepts, origine et typologies. In : *Revue Forestière Française* [en ligne]. décembre 2012. Vol. 54, n° 3, p. 213-223. DOI 10.4267/2042/48430. Disponible à l'adresse : <http://hdl.handle.net/2042/48430>.

CHRISTENSEN, Thomas H, GENTIL, Emmanuel, BOLDRIN, Alessio, LARSEN, Anna W, WEIDEMA, Bo P et HAUSCHILD, Michael, 2009. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. In : *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*. 2009. Vol. 27, n° 8, p. 707-715. DOI 10.1177/0734242X08096304.

CIAIS, Philippe, SABINE, Christopher, BALA, Govindasamy, BOPP, Laurent, BROVKIN, Victor, CANADELL, Josep, CHHABRA, Abha, DEFRIES, Ruth, GALLOWAY, James, HEIMANN, Martin, JONES, Christopher, LE QUÉRÉ, Corinne, MYNENI, Ranga B., PIAO, Shilong et THORNTON, Peter, 2013. Carbon and other biogeochemical cycles. In : STOCKER, T.F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S.K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. et MIDGLEY, P.M. (éd.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [en ligne]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press. p. 465-570. ISBN 9781107415324. Disponible à l'adresse : <http://www.climatechange2013.org/report/>.

COLIN, Antoine, BARNÉRIAS, Cyrille, SALIS, Mireille, THIVOLLE-CAZAT, Alain, COULON, Frédéric et COUTURIER, Christian, 2009. *Biomasse forestière, populicole et bocagère disponible pour l'énergie à l'horizon 2020*. Angers, France.

COLLET, Pierre, 2012. *Analyse de Cycle de Vie de la valorisation énergétique de la biomasse algale : prise en compte des aspects dynamiques dans l'étape d'inventaire* [en ligne]. Montpellier, France : Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement. Disponible à l'adresse : <http://prodinra.inra.fr/?locale=fr#!ConsultNotice:189108>.

COLLET, Pierre, HÉLIAS, Arnaud, LARDON, Laurent et STEYER, Jean-Philippe, 2011. Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step? In : FINKBEINER, Matthias (éd.), *Towards Life Cycle Sustainability Management* [en ligne]. S.l. : Springer Netherlands. p. 119-130. ISBN 9789400718999. Disponible à l'adresse : <http://www.springerlink.com/content/jq84170t3203m07u/>.

CUBASCH, Ulrich, WUEBBLES, Donald, CHEN, Deliang, FACCHINI, Maria Cristina, FRAME, David, MAHOWALD, Natalie et WINTHER, Jan-Gunnar, 2013. Introduction. In : STOCKER, T.F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S.K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. et MIDGLEY, P.M. (éd.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [en ligne]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press. p. 119-158. Disponible à l'adresse : <http://www.climatechange2013.org/report/>.

DALE, Bruce E. et KIM, Seungdo, 2014. Can the Predictions of Consequential Life Cycle Assessment Be Tested in the Real World? Comment on « Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation... » In : *Journal of Industrial Ecology*. 2014. Vol. 18, n° 3, p. 466-467. DOI 10.1111/jiec.12151.

DAVIDSON, Cliff I., PHALEN, Robert F. et SOLOMON, Paul A., 2005. Airborne Particulate Matter and Human Health: A Review. In : *Aerosol Science and Technology* [en ligne]. 2005. Vol. 39, n° 8, p. 737-749. DOI 10.1080/02786820500191348. Disponible à l'adresse : <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02786820500191348>.

EC-JRC, 2010. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. Luxembourg City, Luxembourg.

EC-JRC, 2011. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context*. Luxembourg City, Luxembourg.

EDWARDS, R. (JRC/IES), LARIVÉ, J.-F. (CONCAWE), MAHIEU, V. (JRC/IES) et ROUVEIROLLES, P. (Renault), 2007. *Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context - Well-to-Tank report - Version 2c* [en ligne]. S.l. Disponible à l'adresse : <http://iet.jrc.ec.europa.eu/about-jec/downloads>.

EKVALL, Tomas, 2002. Cleaner production tools: LCA and beyond. In : *Journal of Cleaner Production*. 2002. Vol. 10, n° 5, p. 403-406. DOI 10.1016/S0959-6526(02)00026-4.

EKVALL, Tomas et FINNVEDEN, Göran, 2001. Allocation in ISO 14041—a critical review. In : *Journal of Cleaner Production*. 2001. Vol. 9, n° 3, p. 197-208. DOI 10.1016/S0959-6526(00)00052-4.

EKVALL, Tomas, TILLMAN, Anne Marie et MOLANDER, Sverker, 2005. Normative ethics and methodology for life cycle assessment. In : *Journal of Cleaner Production*. 2005. Vol. 13, n° 13-14, p. 1225-1234. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.05.010.

EKVALL, Tomas et WEIDEMA, Bo P., 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2004. Vol. 9, n° 3, p. 161-171. DOI 10.1007/BF02994190.

ELSHOUT, P.M.F., VAN ZELM, R., BALKOVIC, J., OBERSTEINER, M., SCHMID, E., SKALSKY, R., VAN DER VELDE, M. et HUIJBREGTS, M.A.J., 2015. Greenhouse-gas payback times for crop-based biofuels. In : *Nature Climate Change* [en ligne]. 11 mai 2015. Vol. 5, n° 6, p. 604-610. DOI 10.1038/nclimate2642. Disponible à l'adresse : <http://www.nature.com/doi/10.1038/nclimate2642>.

EUROPEAN COMMISSION, 2009. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources. In : *Official Journal of the European Union* [en ligne]. 2009. p. L 140/16-L 140/62. Disponible à l'adresse : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:32009L0028>.

EUROPEAN COMMISSION, 2012. COM(2012) 595 final : *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources*. Brussels, Belgium.

FARGIONE, Joseph, HILL, Jason, TILMAN, David, POLASKY, Stephen et HAWTHORNE, Peter, 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. In : *Science*. 2008. Vol. 319, n° 5867, p. 1235-1239.

FEARNSIDE, Philip M, LASHOF, Daniel A et MOURA-COSTA, Pedro, 2000. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. In : *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* [en ligne]. 2000. Vol. 5, n° 3, p. 239-270. DOI 10.1023/A:1009625122628. Disponible à l'adresse : <http://www.springerlink.com/content/r12j447n429x07x3/>.

FINKBEINER, Matthias, INABA, Atsushi, TAN, Reginald B.H., CHRISTIANSEN, Kim et KLÜPPEL, Hans-Jürgen, 2006. The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment* [en ligne]. 2006. Vol. 11, n° 2, p. 80-85. DOI 10.1065/lca2006.02.002. Disponible à l'adresse : <http://link.springer.com/article/10.1065/lca2006.02.002>
<http://link.springer.com/content/pdf/10.1065/lca2006.02.002.pdf>.

FINNVEDEN, Göran, HAUSCHILD, Michael Z., EKVALL, Tomas, GUINÉE, Jeroen, HEIJUNGS, Reinout, HELLWEG, Stefanie, KOEHLER, Annette, PENNINGTON, David et SUH, Sangwon, 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. In : *Journal of Environmental Management* [en ligne]. 2009. Vol. 91, n° 1, p. 1-21. DOI 10.1016/j.jenvman.2009.06.018. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>.

GOEDKOOP, Mark, HEIJUNGS, Reinout, HUIJBREGTS, Mark A. J., SCHRYVER, An De, STRUIJS, Jaap et VAN ZELM, Rosalie, 2009. *ReCiPe 2008 - First edition*. Den Haag, Netherlands.

GUINÉE, Jeroen B., GORRÉE, Marieke, HEIJUNGS, Reinout, HUPPES, Gjalt, KLEIJN, René, DE KONING, Arjan, VAN OERS, Laurant, WEGENER SLEESWIJK, Anneke, SUH, Sangwon, UDO DE HAES, Helias A., DE BRUIJN, Hans, VAN DUIN, Robbert et HUIJBREGTS, Mark A. J., 2001. *Life cycle assessment - An operational guide to the ISO standards*. Leiden, Netherlands.

GUINÉE, Jeroen B., HEIJUNGS, Reinout, HUPPES, Gjalt, ZAMAGNI, Alessandra, MASONI, Paolo, BUONAMICI, Roberto, EKVALL, Tomas et RYDBERG, Tomas, 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. In : *Environmental science & technology*. 2011. Vol. 45, n° 1, p. 90-96.

GUINÉE, Jeroen B., HEIJUNGS, Reinout et VAN DER VOET, Ester, 2009. A greenhouse gas indicator for bioenergy: Some theoretical issues with practical implications. In : *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2009. Vol. 14, n° 4, p. 328-339. DOI 10.1007/s11367-009-0080-x.

GUINÉE, Jeroen Bartholomeus, 1995. *Development of a methodology for the environmental life-cycle assessment of products, with a case study on margarines*. S.I. : Leiden University.

GUITON, Mélanie et BENETTO, Enrico, 2013. *Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques*. Villeurbanne, France.

HELLWEG, Stefanie et MILÀ I CANALS, Llorenç, 2014. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. In : *Science* [en ligne]. 2014. Vol. 344, n° 6188, p. 1109-1113. DOI 10.1126/science.1248361. Disponible à l'adresse : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24904154>.

HERTWICH, Edgar, 2014. Understanding the Climate Mitigation Benefits of Product Systems: Comment on « Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation... » In : *Journal of Industrial Ecology*. 2014. Vol. 18, n° 3, p. 464-465. DOI 10.1111/jiec.12150.

HUNT, Robert G. et FRANKLIN, William E., 1996. LCA - How it came about. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1996. Vol. 1, n° 1, p. 4-7.

IPCC, 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* [en ligne]. Hayama, Japan : Institute for Global Environmental Strategies (IGES). ISBN 4-88788-032-4. Disponible à l'adresse : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.

ISO, 2006a. *Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework*. S.I.

ISO, 2006b. *Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines*. S.I.

JOHNSON, Eric, 2009. Goodbye to carbon neutral: Getting biomass footprints right. In : *Environmental Impact Assessment Review* [en ligne]. 2009. Vol. 29, n° 3, p. 165-168. DOI 10.1016/j.eiar.2008.11.002. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2008.11.002>.

JOLLIET, Olivier, FRISCHKNECHT, Rolf, BARE, Jane, BOULAY, Anne Marie, BULLE, Cecile, FANTKE, Peter, GHEEWALA, Shabbir, HAUSCHILD, Michael, ITSUBO, Norihiro, MARGNI, Manuele, MCKONE, Thomas E., Y CANALS, Llorenç Mila, POSTUMA, Leo, PRADO-LOPEZ, Valentina, RIDOUTT, Brad, SONNEMANN, Guido, ROSENBAUM, Ralph K., SEAGER, Tom, STRUIJS, Jaap, VAN ZELM, Rosalie, VIGON, Bruce et WEISBROD, Annie, 2014. Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: Findings of the scoping phase. In : *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2014. Vol. 19, n° 4, p. 962-967. DOI 10.1007/s11367-014-0703-8.

JOLLIET, Olivier, SAADÉ, Myriam, CRETTEZ, Pierre et SHAKED, Shanna, 2010. *Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan*. 2ème édit. S.I. : s.n. ISBN 9782880748869.

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2010. *Décret n° 2010-1250 du 21 octobre 2010 relatif à la qualité de l'air*. 2010. Paris, France, France : s.n.

KENDALL, Alissa, 2012. Time-adjusted global warming potentials for LCA and carbon footprints. In : *International Journal of Life Cycle Assessment* [en ligne]. 2012. Vol. 17, n° 8, p. 1042-1049. DOI 10.1007/s11367-012-0436-5. Disponible à l'adresse : <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-012-0436-5>.

KIRSCHBAUM, Miko U. F., 2006. Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change. In : *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 2006. Vol. 11, n° 5-6, p. 1151-1164. DOI 10.1007/s11027-006-9027-8.

KOELLNER, Thomas, DE BAAN, Laura, BECK, Tabea, BRANDÃO, Miguel, CIVIT, Barbara, MARGNI, Manuele, CANALS, Llorenç Milà, SAAD, Rosie, SOUZA, Danielle Maia et MÜLLER-WENK, Ruedi, 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment* [en ligne]. mai 2013. Vol. 18, n° 6, p. 1188-1202. DOI 10.1007/s11367-013-0579-z. Disponible à l'adresse : <http://link.springer.com/10.1007/s11367-013-0579-z>.

LANGLOIS, Juliette, 2013. *Représentation dans l'Analyse de Cycle de Vie des impacts environnementaux des usages de l'espace marin – illustration sur les activités de pêche et d'algoculture*. S.I. : Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.

LEVASSEUR, Annie, 2011. *Développement d'une méthode d'Analyse du Cycle de Vie dynamique pour l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique*. S.I. : Université de Montréal.

LEVASSEUR, Annie et BRANDÃO, Miguel, 2014. *Etat de l'art sur le stockage/déstockage du carbone par la biomasse au sein des ACV*. Villeurbanne, France.

- LEVASSEUR, Annie, BRANDÃO, Miguel, LESAGE, Pascal, MARGNI, Manuele, PENNINGTON, David, CLIFT, Roland et SAMSON, Réjean, 2012. Valuing temporary carbon storage. In : *Nature Climate Change* [en ligne]. 2012. Vol. 2, p. 6-8. DOI 10.1038/nclimate1335. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1335>.
- LEVASSEUR, Annie, LESAGE, Pascal, MARGNI, Manuele, DESCHENES, Louise et SAMSON, Réjean, 2010. Considering time in LCA: Dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. In : *Environmental Science and Technology*. 2010. Vol. 44, n° 8, p. 3169-3174. DOI 10.1021/es9030003.
- LEVASSEUR, Annie, LESAGE, Pascal, MARGNI, Manuele et SAMSON, Réjean, 2013. Biogenic Carbon and Temporary Storage Addressed with Dynamic Life Cycle Assessment. In : *Journal of Industrial Ecology* [en ligne]. 2013. Vol. 17, n° 1, p. 117-128. DOI 10.1111/j.1530-9290.2012.00503.x. Disponible à l'adresse : <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1530-9290.2012.00503.x>.
- LINDEIJER, Erwin, MÜLLER-WENK, Ruedi et STEEN, Bengt, 2002. Impact assessment of resources and land use. In : UDO DE HAES, Helias A., FINNVEDEN, Göran, GOEDKOOP, Mark, HAUSCHILD, Michael, HERTWICH, Edgar G., HOFSTETTER, Patrick, JOLLIET, Olivier, KLÖPFER, Walter, KREWITT, Wolfram, LINDEIJER, Erwin, MÜLLER-WENK, Ruedi, OLSEN, Stig I., PENNINGTON, David W., POTTING, José et STEEN, Bengt (éd.), *Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards best practice*. S.l. : SETAC. p. 11-64.
- MATTHEWS, Robert, SOKKA, Laura, SOIMAKALLIO, Sampo, MORTIMER, Nigel, RIX, Jeremy, SCHELHAAS, Martjan, JENKINS, Tom, HOGAN, Geoff, MACKIE, Ewan, MORRIS, Allison et RANDLE, Tim, 2014. *Review of literature on biogenic carbon and life cycle assessment of forest bioenergy*. S.l.
- MCKONE, T. E., NAZAROFF, W. W., BERCK, P., AUFFHAMMER, M., LIPMAN, T., TORN, M. S., MASANET, E., LOBSCHIED, A., SANTERO, N., MISHRA, U., BARRETT, A., BOMBERG, M., FINGERMAN, K., SCOWN, C., STROGEN, B. et HORVATH, A., 2011. Grand challenges for life-cycle assessment of biofuels. In : *Environmental Science and Technology*. 2011. Vol. 45, n° 5, p. 1751-1756. DOI 10.1021/es103579c.
- MILÀ I CANALS, Llorenç, BAUER, Christian, DEPESTELE, Jochen, DUBREUIL, Alain, FREIERMUTH KNUCHEL, Ruth, GAILLARD, Gérard, MICHELSEN, Ottar, MÜLLER-WENK, Ruedi et RYDGREN, Bernt, 2007. Key elements in a framework for Land Use Impact Assessment within LCA. In : *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2007. Vol. 12, n° 1, p. 5-15.
- MILÀ I CANALS, Llorenç, MUÑOZ, Ivan, MCLAREN, Sarah et MIGUEL, Brandão, 2007. CES Working Paper 02/07 : *LCA methodology and modelling considerations for vegetable production and consumption* [en ligne]. Guildford (Surrey), United Kingdom. Disponible à l'adresse : <http://www.surrey.ac.uk/ces/activity/publications/>.
- MILÀ I CANALS, Llorenç, ROMANYÀ, Joan et COWELL, Sarah J., 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). In : *Journal of Cleaner Production* [en ligne]. 2007. Vol. 15, n° 15, p. 1426-1440. DOI 10.1016/j.jclepro.2006.05.005. Disponible à l'adresse : <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652606001600>.
- MOURA COSTA, Pedro et WILSON, Charlie, 2000. An equivalence factor between CO2 avoided emissions and sequestration - Description and application in forestry. In : *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 2000. Vol. 5, n° 1, p. 51-60. DOI 10.1023/A:1009697625521.
- MUENCH, Stefan et GUENTHER, Edeltraud, 2013. *A systematic review of bioenergy life cycle assessments* [en ligne]. 2013. S.l. : Elsevier Ltd. ISBN 03062619. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.06.001>.
- MÜLLER-WENK, Ruedi et BRANDÃO, Miguel, 2010. Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation/soil and air. In : *International Journal of Life Cycle Assessment* [en ligne]. 2010. Vol. 15, n° 2, p. 172-182. DOI 10.1007/s11367-009-0144-y. Disponible à l'adresse : <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-009-0144-y>.
- MUÑOZ, Ivan, CAMPRA, Pablo et FERNÁNDEZ-ALBA, Amadeo R., 2010. Including CO2-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2010. Vol. 15, n° 7, p. 672-681. DOI 10.1007/s11367-010-0202-5.

- MYHRE, Gunnar, SHINDELL, Drew, BRÉON, François-Marie, COLLINS, William, FUGLESTVEDT, Jan, HUANG, Jianping, KOCH, Dorothy, LAMARQUE, Jean-François, LEE, David, MENDOZA, Blanca, NAKAJIMA, Teruyuki, ROBOCK, Alan, STEPHENS, Graeme, TAKEMURA, Toshihiko et ZHAN, Hua, 2013. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In : STOCKER, T.F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S.K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. et MIDGLEY, P.M. (éd.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [en ligne]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press. p. 659-740. ISBN 978-1-107-05799-1. Disponible à l'adresse : <http://www.climatechange2013.org/report/>.
- NÚÑEZ, Montserrat, CIVIT, Bárbara, MUÑOZ, Pere, ARENA, Alejandro Pablo, RIERADEVALL, Joan et ANTÓN, Assumpció, 2010. Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2010. Vol. 15, n° 1, p. 67-78. DOI 10.1007/s11367-009-0126-0.
- PAWELZIK, P., CARUS, M., HOTCHKISS, J., NARAYAN, R., SELKE, S., WELLISCH, M., WEISS, M., WICKE, B. et PATEL, M. K., 2013. Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials - Reviewing methodologies and deriving recommendations. In : *Resources, Conservation and Recycling* [en ligne]. 2013. Vol. 73, n° April 2013, p. 211-228. DOI 10.1016/j.resconrec.2013.02.006. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.02.006>.
- PEHNT, Martin, 2006. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. In : *Renewable Energy*. 2006. Vol. 31, n° 1, p. 55-71. DOI 10.1016/j.renene.2005.03.002.
- PFISTER, Stephan et BAYER, Peter, 2014. Monthly water stress: Spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. In : *Journal of Cleaner Production*. 2014. Vol. 73, p. 52-62. DOI 10.1016/j.jclepro.2013.11.031.
- PINGOUD, Kim, EKHOLM, Tommi et SAVOLAINEN, Ilkka, 2012. Global warming potential factors and warming payback time as climate indicators of forest biomass use. In : *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* [en ligne]. avril 2012. Vol. 17, n° 4, p. 369-386. DOI 10.1007/s11027-011-9331-9. Disponible à l'adresse : <http://link.springer.com/10.1007/s11027-011-9331-9>.
- PLEVIN, Richard J., DELUCCHI, Mark A. et CREUTZIG, Felix, 2014a. Response to Comments on « Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation ... » In : *Journal of Industrial Ecology*. 2014. Vol. 18, n° 3, p. 468-470. DOI 10.1111/jiec.12074.
- PLEVIN, Richard J., DELUCCHI, Mark A. et CREUTZIG, Felix, 2014b. Response to « On the uncanny capabilities of consequential LCA » by Sangwon Suh and Yi Yang (Int J Life Cycle Assess, doi: 10.1007/s11367-014-0739-9). In : *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2014. Vol. 19, n° 8, p. 1559-1560. DOI 10.1007/s11367-014-0766-6.
- PLEVIN, Richard J., DELUCCHI, Mark A. et CREUTZIG, Felix, 2014c. Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. In : *Journal of Industrial Ecology*. 2014. Vol. 18, n° 1, p. 73-83. DOI 10.1111/jiec.12074.
- RABL, Ari, BENOIST, Anthony, DRON, Dominique, PEUPORTIER, Bruno, SPADARO, Joseph V. et ZOUGHAIB, Assaad, 2007. How to account for CO2 emissions from biomass in an LCA. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment* [en ligne]. 2007. Vol. 12, n° 5, p. 281. DOI 10.1065/lca2007.06.347. Disponible à l'adresse : <http://www.springerlink.com/index/10.1065/lca2007.06.347>.
- REAP, John, ROMAN, Felipe, DUNCAN, Scott et BRAS, Bert, 2008a. A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 1: Goal and scope and inventory analysis. In : *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2008. Vol. 13, n° 4, p. 290-300. DOI 10.1007/s11367-008-0008-x.
- REAP, John, ROMAN, Felipe, DUNCAN, Scott et BRAS, Bert, 2008b. A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 2: Impact assessment and interpretation. In : *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2008. Vol. 13, n° 5, p. 374-388. DOI 10.1007/s11367-008-0009-9.
- REITINGER, Claudia, DUMKE, Matthias, BAROSEVICIC, Mario et HILLERBRAND, Rafaela, 2011. A conceptual framework for impact assessment within SLCA. In : *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2011. Vol. 16, n° 4, p. 380-388. DOI 10.1007/s11367-011-0265-y.

RIGHELATO, Renton et SPRACKLEN, Dominick V, 2007. Carbon mitigation by biofuels or by saving and restoring forests? In : *Science* [en ligne]. 17 août 2007. Vol. 317, n° 5840, p. 902. DOI 10.1126/science.1141361. Disponible à l'adresse : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17702929>.

SEARCHINGER, Timothy D., HAMBURG, Steven P., MELILLO, Jerry, CHAMEIDES, William, HAVLIK, Petr, KAMMEN, Daniel M., LIKENS, Gene E., LUBOWSKI, Ruben N., OBERSTEINER, Michael, OPPENHEIMER, Michael, ROBERTSON, G. Philip, SCHLESINGER, William H. et TILMAN, G. David, 2009. Fixing a critical climate accounting error. In : *Science*. 2009. Vol. 326, n° 5952, p. 527-528. DOI 10.1126/science.1178797.

SERVEAU, Laëticia, TAÏEB, Nadia, CHANG, Jean-Pierre, VINCENT, Julien, ALLEMAND, Nadine, BOUTANG, Jérôme, ANDRE, Jean-Marc, BORT, Romain, BOUCHARD, Damien, DEFLORENNE, Emmanuel, DRUART, Ariane, DULHOSTE, Sandra, DURAND, Anaïs, GAVEL, Antoine, GUEGUEN, Céline, JACQUIER, Guillaume, JEANNOT, Coralie, LEMAIRE, Aurélien, MATHIAS, Etienne, NICCO, Laetitia et RINGUET, Johany, 2015. *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France - Séries sectorielles et analyses étendues* [en ligne]. Paris, France. Disponible à l'adresse : <http://www.citepa.org/fr/activites/inventaires-des-emissions/secten>.

SHAH, Viral P. et RIES, Robert J., 2009. A characterization model with spatial and temporal resolution for life cycle impact assessment of photochemical precursors in the United States. In : *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2009. Vol. 14, n° 4, p. 313-327. DOI 10.1007/s11367-009-0084-6.

SHINE, Keith P., FUGLESTVEDT, Jan S., HAILEMARIAM, Kinfe et STUBER, Nicola, 2005. Alternatives to the Global Warming Potential for comparing climate impacts of emissions of greenhouse gases. In : *Climatic Change*. 2005. Vol. 68, n° 3, p. 281-302. DOI 10.1007/s10584-005-1146-9.

SUH, Sangwon et YANG, Yi, 2014. On the uncanny capabilities of consequential LCA. In : *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2014. Vol. 19, n° 6, p. 1179-1184. DOI 10.1007/s11367-014-0739-9.

SWACKHAMER, Deborah L. et KHANNA, Madhu, 2012. *SAB Review of EPA's Accounting Framework for Biogenic CO2 Emissions from Stationary Sources (September 2011)*. Washington DC, United States of America.

TILLMAN, Anne-Marie, 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. In : *Environmental Impact Assessment Review*. 2000. Vol. 20, n° 1, p. 113-123. DOI 10.1016/S0195-9255(99)00035-9.

US EPA, 2011. *Accounting framework for biogenic CO2 emissions from stationary sources*. Washington DC, United States of America.

WEGENER SLEESWIJK, A., KLEIJN, R., MEEUSEN - VAN ONNA, M.J.G., LENEMAN, H., SENGERS, H.H.W.J.M., VAN ZEIJTS, H. et REUS, J.A.W.A., 1996. *Application of LCA to agricultural products* [en ligne]. Leiden, Netherlands. Disponible à l'adresse : <http://hdl.handle.net/1887/11471>.

WEGENER SLEESWIJK, Anneke, 2010. *Regional LCA in a global perspective - A basis for spatially differentiated environmental life cycle assessment*. S.I. : Leiden University.

WEIDEMA, Bo, 2014. Has ISO 14040/44 Failed Its Role as a Standard for Life Cycle Assessment? In : *Journal of Industrial Ecology*. 2014. Vol. 18, n° 3, p. 324-326. DOI 10.1111/jiec.12139.

WENZEL, Henrik, 1998. Application dependency of lca methodology: Key variables and their mode of influencing the method. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1998. Vol. 3, n° 5, p. 281-288. DOI 10.1007/BF02979837.

ZAMAGNI, A., BUONAMICI, R., BUTTOL, P., PORTA, P.L. et MASONI, P., 2009. *Main R&D lines to improve reliability, significance and usability of standardised LCA* [en ligne]. S.I. Disponible à l'adresse : http://www.estis.net/builder/includes/page.asp?site=calcas&page_id=8215FF89-5114-4748-BE6C-1F0F1E69DAF5.

ZAMAGNI, A., BUTTOL, P., PORTA, P.L., BUONAMICI, R., MASONI, P., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., EKVALL, T., BERSANI, R., BIENKOWSKA, A. et PRETATO, U., 2008. *Critical review of the current research needs and limitations related to ISO-LCA practice* [en ligne]. S.I. Disponible à l'adresse : http://www.estis.net/builder/includes/page.asp?site=calcas&page_id=8215FF89-5114-4748-BE6C-1F0F1E69DAF5.

Index des tableaux et figures

Tableaux

Tableau 1 - Synthèse des évaluations ILCD quant à la qualité des modèles disponibles de caractérisation des impacts en ACV (EC-JRC, 2011).....	14
Tableau 2 - Synthèse des principaux défis méthodologiques actuels en ACV relevés dans la littérature, distingués selon leur caractère générique à tout secteur ou spécifique aux produits biosourcés.....	19
Tableau 3 - Synthèse des principales différences de mise en œuvre de l'ACV, selon le type d'objectif (adapté de (EC-JRC, 2010))	23
Tableau 4 - Valeurs des PRG des émissions fossiles de CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O, à 20 et 100 ans, selon le cinquième rapport d'évaluation de l'IPCC (Myhre et al., 2013)	42
Tableau 5 - Valeurs des PRG et PTG du CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O, selon différents horizons temporels (Myhre et al., 2013) ...	44
Tableau 6 - Valeurs des PRG ajustés dans le temps d'émissions de CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O, à 20 et 100 ans, à différentes dates d'émissions, selon les données du cinquième rapport de l'IPCC (Myhre et al., 2013)	46
Tableau 7 - Exemple de calculs d'impact de deux profils d'émissions de CO ₂ , évalués par PRG à 100 ans et PRG ajustés dans le temps à 100 ans	47
Tableau 8 - Valeurs des PRG des émissions de CO ₂ fossile, CO ₂ biogénique, CH ₄ fossile, CH ₄ biogénique et N ₂ O, à 20 et 100 ans, sous l'hypothèse de neutralité carbone.....	48
Tableau 9 - Détail du calcul d'impact, par PRG ajustés dans le temps à 100 ans, de la récolte d'une quantité de bois équivalente à 100 kg de carbone, selon une représentation du cycle du carbone biogénique illustrant l'exploitation d'une forêt primaire gérée de façon durable	50
Tableau 10 - Détail du calcul d'impact, par PRG ajustés dans le temps à 100 ans, de la récolte d'une quantité de bois équivalente à 100 kg de carbone, selon une représentation du cycle du carbone biogénique illustrant l'exploitation d'un taillis forestier de 10 ans pour la production d'énergie.....	51
Tableau 11 - Détail du calcul d'impact, par PRG ajustés dans le temps à 100 ans, de la récolte d'une quantité de bois équivalente à 100 kg de carbone, selon une représentation du cycle du carbone biogénique illustrant l'exploitation d'un taillis forestier de 10 ans pour la production d'énergie et de matériau.....	52
Tableau 12 - Valeurs des PRG biogéniques du CO ₂ biogénique, à 20 et 100 ans, selon différentes périodes de rotation (Cherubini, Peters, et al., 2011)	55
Tableau 13 - Exemple de résultats de caractérisation obtenus par l'approche par durée de vie moyenne du CO ₂ : cas du biome forêts tempérées (adapté de (Müller-Wenk, Brandão, 2010)).....	61
Tableau 14 - Principales caractéristiques des méthodes revues relatives à leur complétude	64
Tableau 15 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de complétude	65
Tableau 16 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de validité scientifique de leur principe général.....	66
Tableau 17 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de validité scientifique de leurs raisonnements de calculs sous-jacents	68
Tableau 18 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de reconnaissance internationale	69
Tableau 19 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de généricité en termes d'application	70
Tableau 20 - Principales caractéristiques des méthodes revues relatives à leur généricité.....	71
Tableau 21 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de généricité en termes de question posée	72
Tableau 22 - Principales caractéristiques des méthodes revues relatives à leur facilité d'usage	73
Tableau 23 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de complexité de modélisation de l'inventaire associé	74
Tableau 24 - Evaluation des méthodes considérées vis-à-vis du critère de difficulté de calcul de nouveaux facteurs de caractérisation.....	75
Tableau 25 - Synthèse de l'analyse critique des méthodes existantes de prise en compte du carbone biogénique en ACV	75
Tableau 26 - Caractérisation des principales catégories d'impact impliquées pour l'évaluation de la qualité de l'air extérieur : rappel de la notation ILCD quant à la qualité des modèles, et contribution des principaux polluants émis par les systèmes de chauffage au bois	88

Figures

Figure 1 - Phases de réalisation d'une ACV, selon la norme ISO 14040 (ISO, 2006a).....	7
Figure 2 - Représentation simplifiée de l'approche systémique en ACV et des interactions entre systèmes (adaptée de (Jolliet et al., 2010)).....	9
Figure 3 - Principe d'une résolution d'affectation par élargissement du système : cas d'une substitution	10
Figure 4 - Principe d'une résolution d'affectation par prorata : cas d'une affectation massique.....	11
Figure 5 - Principaux mécanismes environnementaux associés à une émission de SO ₂	12
Figure 6 - Cadre général d'évaluation de l'impact du cycle de vie.....	13
Figure 7 - Arbre de sélection du type d'objectif d'une étude ACV (adapté de (EC-JRC, 2010)).....	21
Figure 8 - Représentation schématique de la différence conceptuelle entre approches attributionnelle et conséquentielle en termes de définition des frontières du système (adaptée de (Guiron, Benetto, 2013)).....	24
Figure 9 - Exemple simplifié de cycle de vie, distinguant la fonction principale du système (N ₀) et les processus de la technosphère qui y sont connectés par des liens matériels (N ₁), fonctionnels (N ₂), ou de service (N ₃) (adapté de (EC-JRC, 2010))	24
Figure 10 - Représentation schématique du cadre conceptuel de prise en compte des impacts liés à l'usage des sols, pour des usages successifs - Cas simplifié sans altération de qualité en cours d'occupation (adaptée de (Koellner et al., 2013))	28
Figure 11 - Représentation schématique du cadre conceptuel de prise en compte des impacts liés à l'usage des sols, centré sur un usage unique - Cas simplifié de transformations réversibles (adaptée de (Milà i Canals, Bauer, et al., 2007))	29
Figure 12 - Panorama des mécanismes environnementaux associés à l'usage des sols (Koellner et al., 2013).....	30
Figure 13 - Principaux flux et échanges d'énergie constituant le bilan radiatif terrestre (Cubasch et al., 2013).....	34
Figure 14 - Evaluation des principaux facteurs de forçage radiatif, anthropique et naturel, sur la période 1750-2011 (Myhre et al., 2013)	35
Figure 15 - Schéma simplifié du cycle global du carbone (Ciais et al., 2013).....	36
Figure 16 - Mécanisme environnemental lié à l'émission de gaz à effet de serre, et positionnement des principales méthodes de caractérisation existantes (EC-JRC, 2011)	38
Figure 17 - Evolution de la fonction de dégradation du CO ₂ adoptée dans les travaux de l'IPCC, selon le rapport d'évaluation considéré (Myhre et al., 2013).....	41
Figure 18 - Evolutions temporelles des effets d'une émission ponctuelle de gaz à effet de serre sur (a) le forçage radiatif terrestre, et (b) le changement de la température moyenne à la surface du globe - Cas du CO ₂ (en bleu), et de deux molécules hypothétiques à durées de vie courtes (en vert et rouge) (Myhre et al., 2013)	43
Figure 19 - Incohérence temporelle liée à l'utilisation des PRG pour l'étude d'émissions décalées dans le temps : cas du CO ₂ , pour un horizon temporel de 100 ans (Benoist, 2009)	44
Figure 20 - Principe de définition des PRG ajustés dans le temps, définissant un horizon temporel fixe quel que soit l'année d'émission (Benoist, 2009)	45
Figure 21 - Evolution des valeurs de PRG ajustés dans le temps d'émissions de CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O, selon leur année d'émission, pour un horizon temporel à 100 ans	46
Figure 22 - Représentation de la croissance d'une plante, telle que considérée dans l'approche des PRG biogéniques (adaptée de (Cherubini, Peters, et al., 2011))	54
Figure 23 - Fonctions de dégradation dans l'atmosphère du CO ₂ fossile (en noir) et du CO ₂ biogénique, selon différentes périodes de rotation (Cherubini, Peters, et al., 2011)	54
Figure 24 - Adaptation du cadre conceptuel de l'usage des sols pour l'évaluation de ses impacts sur le changement climatique, via l'approche par durée de vie moyenne du CO ₂ dans l'atmosphère (Müller-Wenk, Brandão, 2010).....	60
Figure 25 - Adaptation du cadre conceptuel de l'usage des sols pour l'évaluation de ses impacts sur le changement climatique, via l'approche par PRG ajustés dans le temps proposée.....	78
Figure 26 - Obtention du profil net d'émissions d'une transformation d'usage des sols, en vue de l'application des PRG ajustés dans le temps au cadre conceptuel de l'usage des sols.....	79
Figure 27 - Obtention du profil net d'émissions d'une occupation de sol, en vue de l'application des PRG ajustés dans le temps au cadre conceptuel de l'usage des sols	80
Figure 28 - Localisation dans l'arbre des principales classes et compartiments de bois : bois d'œuvre, bois d'industrie / bois énergie, et menus bois (Colin et al., 2009)	82
Figure 29 - Adaptation du cadre conceptuel de l'usage des sols pour l'évaluation de ses impacts sur le potentiel de production de ressources biotiques (adaptée de (Brandão, Milà i Canals, 2013)).....	86

Sigles et acronymes

ACV	Analyse de Cycle de Vie
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
COV	Composés Organiques Volatils
ELCD	European reference Life Cycle Database
EPA	Environmental Protection Agency
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
GTP	Global Temperature change Potential (en français, voir PTG)
GWP	Global Warming Potential (en français, voir PRG)
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
ILCD	International reference Life Cycle Data system
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (en français, voir GIEC)
LCA	Life Cycle Assessment (en français, voir ACV)
NOx	Oxydes d'azote
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PM	Particulate Matter, ou particules fines en français
PM10	Particules fines de moins de 10 micromètres
PM2.5	Particules fines de moins de 2,5 micromètres
PRG	Pouvoir de Réchauffement Global
PTG	Pouvoir de modification de la Température Globale
SETAC	Society of Environmental Toxicology And Chemistry
SIG	Systèmes d'Information Géographique
UNEP	United Nations Environment Programme

L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Elle met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale. L'Agence aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie, et du ministère de l'Éducation nationale, de l'Enseignement supérieur et de la Recherche.

www.ademe.fr



ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr

ABOUT ADEME

The French Environment and Energy Management Agency (ADEME) is active in the implementation of public policy in the areas of the environment, energy and sustainable development. The Agency provides expertise and advisory services to businesses, local authorities and communities, government bodies and the public at large, to enable them to establish and consolidate their environmental action. As part of this work ADEME helps finance projects, from research to implementation, in the areas of waste management, soil conservation, energy efficiency and renewable energy, air quality and noise abatement.

ADEME is a public agency under the joint authority of the Ministry for Ecology, Sustainable Development and Energy, and the Ministry for Education, Higher Education and Research.

www.ademe.fr



ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr